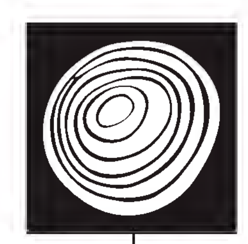

ISSN 1405-0471
Madera y Bosques
Vol. 20, Núm. 1 ▪ Primavera 2014 ▪ Xalapa, Ver.
Tectona grandis L.f.
Caracterización de madera plantada en Brasil
INECOL
Instituto de Ecología, A.C.

Madera y Bosques

vol. 20 núm. 1 Primavera 2014



Madera y Bosques, Año 20, núm. 1, abril 2014, es una publicación cuatrimestral editada por el Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec núm. 351. Col. El Haya, C.P. 91070, Tel. (228) 8421800, ext. 6106, www.inecol.mx, mabosque@inecol.edu.mx. Editor responsable: Dr. Raymundo Dávalos Sotelo. Reserva de Derecho al Uso Exclusivo núm. 04-2012-102312120900-102, ISSN 1405-0471, ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor, Licitud de Título núm. 12906 y Licitud de Contenido núm. 10479, ambos otorgados por la Comisión Calificadora de Publicaciones y Revistas Ilustradas de la Secretaría de Gobernación. Impresa por Tavera Hermanos, S.A. de C.V., Av. Lázaro Cárdenas 3052. Col. Chapultepec Sur, C.P. 58260, Morelia, Michoacán, este número se terminó de imprimir el 30 de abril de 2014 con un tiraje de 300 ejemplares.



artículos de investigación

notas científicas

Portada:
Jeimy Blanco Flórez
Árbol de *Tectona grandis* de 13 años de edad, en plantación en la región noroeste del estado de Minas Gerais, Brasil.



Contents

research papers

scientific notes

Cover:
Jeimy Blanco Flórez
13-year old tree of T*ectona grandis*, in a plantation in the northwest region of state of Minas Gerais, Brazil.





Con este número efectuamos una serie de modificaciones a la revista **Madera y Bosques** en cuanto a presentación, formato y cantidad de artículos incluidos, atendiendo a las demandas de sus lectores y de los autores de los trabajos que se publican en la misma. En primer lugar, se destaca el formato nuevo a tamaño carta que permite una mejor formación y edición de los manuscritos, con tipos de letra que hacen más fácil y ágil su lectura. Este tamaño permite, además, una mejor distribución del contenido de los artículos y mayor tamaño de los gráficos y figuras, pero principalmente, permite la inclusión de un 50% más de artículos, respetando la cantidad de páginas que tradicionalmente se han publicado en cada número. Esto nos permite atender más rápida y eficientemente la demanda de publicación de manuscritos, dentro de plazos razonables que auspician una más pronta difusión de los resultados de las investigaciones de los autores. Todo esto se ha hecho respetando escrupulosamente el nivel técnico de la revista, manteniendo sin falta el proceso de revisión por pares que es esencial para conservar la calidad de los trabajos publicados. La mayor demanda de publicación de artículos obedece principalmente al gran nivel que la revista ha alcanzado entre las revistas internacionales de su género, gracias a la calidad intrínseca de los trabajos sometidos y a la incesante labor de los árbitros científicos que tan desinteresadamente aportan su tiempo y experiencia a revisar los artículos. El nuevo diseño de la portada es obra de la diseñadora Gina Gallo, quien también aportó un cúmulo de ideas para la versión final de la presentación del contenido. El diseño definitivo de los interiores de la revista se debe al trabajo profesional, eficaz y eficiente del equipo de producción editorial de la revista, integrado por Aída Pozos y Reyna Paula Zárate Morales.

Este mismo año la revista migrará a un nuevo sistema de gestión editorial basado en el sistema Open Journal System, mejor conocido como OJS. Para esto se cuenta con el apoyo formal y material del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) de México y con la guía y apoyo financiero de las autoridades del Instituto de Ecología, A.C. (Inecol), de manera particular del Dr. Guillermo Ángeles y su equipo de colaboradores de la Secretaría Académica del Inecol. Este proceso de migración, que está en sus inicios al momento de enviar a la imprenta este número, deberá estar concluido este mismo año de 2014, para ser completamente operativo en el primer trimestre de 2015. Este sistema nos permitirá atender de manera más rápida, eficaz y moderna los requerimientos de gestión editorial para una revista de la calidad que se busca mantener, pero sobre todo, incrementar.

En este número se incluyen nueve manuscritos de gran calidad y de variados temas y orígenes. Los autores forman parte de instituciones de prestigio tanto mexicanas como de otros países latinoamericanos: Cuba, Brasil y Argentina. Los temas que se abordan son en resumen los siguientes: desarrollo de *Pinus pseudostrobus* Lindl, bajo distintos ambientes de crecimiento en jardín común, donde se plantea la interpretación y clasificación de tres ambientes de competencia sobre el desarrollo de individuos de dicha especie integrando resultados previamente publicados dentro del mismo ensayo. Los resultados evidenciaron un elevado nivel de plasticidad fenotípica de la especie y se hace hincapié en la importancia de la selección

de ambientes y de genotipos acordes para aumentar la adaptación y productividad en los programas de mejora. El siguiente trabajo hace una comparación de la mirmecofauna en un gradiente de reforestación en bosques templados del centro occidente de México, evaluando el cambio en la diversidad, riqueza, abundancia y similitud de las comunidades de hormigas en áreas con distinto impacto humano. Los resultados, sugieren un efecto del cambio en la cobertura vegetal arbórea, sobre la estructura de las comunidades de hormigas. Otro artículo discute el importantísimo tema del avance de la deforestación en México en el periodo 1976-2007, donde se busca conocer dicho avance a partir del análisis del cambio de uso de suelo y vegetación entre la Serie I, 1976, y la Serie IV, 2007, del INEGI, incorporando los resultados obtenidos en el Inventario Nacional Forestal del 2000 para hacer un corte por sub-periodos (1976-2000 y 2000-2007). Los resultados encontrados demuestran que las tasas de cambio han disminuido en el periodo 2000-2007, pero que la superficie forestal disminuye anualmente en alrededor de 500 000 ha, lo cual no deja de ser preocupante. El destino principal de la superficie deforestada sigue siendo la agricultura de temporal. Otro artículo describe la caracterización de la madera de árboles jóvenes de *Tectona grandis* L. f. plantados en Brasil. Los resultados mostraron que, aunque se trata de árboles jóvenes, las características de la madera de plantaciones de teca en Brasil se asemejan a las de maderas de teca adulta provenientes de otros lugares de plantación, lo cual la hace apta para variedad de usos. Otro artículo trata sobre la propagación por enraizamiento de estacas y conservación de árboles plus extintos de *Pinus patula* procedentes del norte de Veracruz, México. Como dato interesante, este trabajo es el primer resultado del enraizamiento de estacas con *Pinus patula* hecho en México. El siguiente artículo se refiere a la estimación del diámetro, altura y volumen a partir del diámetro del tocón para *Quercus laurina*, en Ixtlán, Oaxaca, México. En este trabajo se generaron ecuaciones para estimar el diámetro normal, altura y volumen total a partir del diámetro del tocón para dicha especie. Con las ecuaciones generadas se pueden estimar de forma precisa los valores de las variables dependientes y evaluar diferentes escenarios en áreas afectadas por fenómenos naturales o antropogénicos. Otro artículo versa sobre la evaluación de hongos ectomicorrícicos del grupo de los basidiomicetos en la zona NE del Cofre de Perote, Veracruz, los cuales son organismos con gran diversidad en esa zona. Otro trabajo presenta la metodología para hacer una predicción de precios de productos de *Pinus* spp. con modelos ARIMA. Los modelos propuestos predicen precios futuros con errores de predicción entre 0,9% y 1,8%. Finalmente, se incluye una Nota Científica titulada "Introducción a la fotografía hemisférica en ciencias forestales". El objetivo del trabajo es explicar el principio de funcionamiento de la fotografía hemisférica en estimación de parámetros estructurales de bosques. Estamos seguros que el conocer los diversos aspectos que tratan los manuscritos es relevante y útil para los estudiosos de estos temas.

Raymundo Dávalos Sotelo
Editor



With this number, we carry out a series of modifications to the Journal **Madera y Bosques** in terms of presentation, format and number of items included, attending to the demands of readers and authors of papers published in it. Firstly, stands to note the new format to size letter, which allows easier formation and editing of manuscripts, with fonts that make reading easier and more agile. This size also allows a better distribution of the content of the articles and larger size of graphs and figures, but mainly, it allows the inclusion of 50% more articles, respecting the number of pages that have been traditionally published in each issue. This allows us to quickly and efficiently meet the demand for publication of manuscripts, within a reasonable period that propitiates a more prompt dissemination of the results of investigations of the authors. All this has been done scrupulously respecting the technical level of the magazine, keeping intact the peer review process that is essential to preserve the quality of published works. The increased demand for publication of articles is mainly due to the high level that the magazine has reached between the journals of its kind, thanks to the intrinsic quality of the submitted works and the incessant and tireless work of the scientific referees who so selflessly contribute their time and expertise to review articles. The new cover design is the work of designer Gina Gallo, who also brought a host of ideas for the final version of the presentation of the content. The final design of the interiors of the magazine is due to the professional, effective and efficient work of the team of editorial production of the magazine, Aida Pozos and Reyna Paula Morales Zarate.

This year the magazine will migrate to a new publishing management system based on the Open Journal System, better known as OJS. For this it has the formal and material support of the National Council of Science and Technology (Conacyt) of Mexico and the guidance and financial support from the authorities of the Institute of Ecology, A.C. (Inecol), in particular of Dr. Guillermo Ángeles and his team of collaborators of the Academic Secretary of the Inecol. This process of migration, which is in its infancy at the time of sending to press this issue, should be completed this year of 2014, to be fully operational in the first quarter of 2015. This system will allow us to respond more quickly, to the effective and modern requirements of editorial management for a magazine of the quality which we seek to maintain, but above all, to increase.

This number includes nine manuscripts of high quality and varied themes and origins. The authors are part of prestigious institutions of both Mexican and other Latin American countries: Cuba, Brazil and Argentina. The topics that are addressed are, in summary, the following: development of *Pinus pseudostrobus* Lindl, under different environments of growing in a common garden, where the interpretation and classification of three environments of competition on the development of individuals of that species is performed by integrating results previously published within the same trial. The results showed a high degree of phenotypic plasticity of the species and emphasize the importance of the selection of environments and agreeable genotypes to increase adaptation and productivity improvement programs. The next paper makes a comparison of the antes fauna in a gradient of reforestation in temperate forests of Central Western Mexico, evaluating change in the diversity, richness, abundance and similarity

of the ant populations in areas with distinct impact human communities. The results suggest an effect of the change in the arboreal vegetation, on the structure of the communities of ants. Another article discusses the very important issue of the advance of deforestation in Mexico in the period 1976-2007, which seeks to understand the progress of such phenomenon from an analysis of the change of land use and vegetation between the series I, 1976, and Series IV, 2007, by INEGI, incorporating the results of the National Forest Inventory of the year 2000 to make a cut by sub-periods (1976-2000 and 2000-2007). The results show that land-use change rates have decreased in the period 2000-2007, but that the forested area decreases annually in approximately 500 000 ha, which continues to be worrying. The main destination of the deforested surface remains seasonal agriculture. Another article describes the characterization of wood from young trees of *Tectona grandis* L. f. planted in Brazil. The results showed that, although it comes from young trees, the characteristics of wood from plantations of teak in Brazil resemble of woods from adult teak-trees coming from other places of plantation around the world, which makes it suitable for a variety of applications. Another article discusses the spread by rooting of cuttings and conservation of extinct plus-trees of *Pinus patula* from the North of Veracruz, Mexico. Interestingly enough, this work is the first result of the rooting of cuttings with *Pinus patula* made in Mexico. The following article refers to the estimate of the diameter, height, and volume from the diameter of the stump for *Quercus laurina* in Ixtlan, Oaxaca, Mexico. In this work, equations were generated to estimate the normal diameter, height and total volume from the diameter of the stump for this species. With the generated equations, it is possible to estimate accurately the values of the dependent variables and evaluate different scenarios in areas affected by anthropogenic or natural phenomena. Another article deals with the evaluation of fungi of the ectomycorrhizal group of Basidiomycetes in the NE area of the Cofre de Perote, Veracruz, which are organisms with great diversity in this area. Another paper presents the methodology to make a forecast of prices for products of *Pinus* spp. with ARIMA models. The proposed models predict future prices with errors of prediction between 0,9% and 1,8%. Finally, we include a scientific note titled "Introduction to the hemispherical photography in forestry". The objective of the work is to explain the principle of operation of the hemispherical photography on estimation of structural parameters of forests. We are sure that knowing the various aspects dealing with the manuscripts is relevant and useful to scholars and students of these themes.

Raymundo Davalos Sotelo
Editor

Madera y **Bosques** vol. **20**, núm **1 : 11-20** Primavera **2014**



Caracterización de la madera joven de *Tectona grandis* L. f. plantada en Brasil

Characterization of young wood *Tectona grandis* L. f. planted in Brazil

Jeimy Blanco-Flórez[1], Paulo Fernando-Trugilho[2], José Tarcisio-Lima[2], Paulo Ricardo Gherardi-Hein[2] y José Reinaldo Moreira da Silva[2]

1 Programa de Postgrado en Ciencia y Tecnología de la Madera. Departamento de Ciencias Forestales. Universidad Federal de Lavras-MG-Brasil. Estudiante de doctorado. jeicoblanco@hotmail.com

2 Programa de Postgrado Ciencia y Tecnología de la Madera. Departamento de Ciencias Forestales. Universidad Federal de Lavras-MG-Brasil

Resumen

La teca (*Tectona grandis* L. f.) es considerada una de las maderas más valiosas debido a sus excelentes propiedades físicas y estéticas. En Brasil esta especie está siendo ampliamente plantada dada su adaptación a las condiciones climáticas del país y a su corta edad de rotación (20 a 25 años). Un ciclo rápido de crecimiento es factor determinante en la calidad y aptitud final de la madera considerando que se genera una mayor proporción de madera juvenil, en muchos casos con características inferiores a la madera adulta. En este sentido el objetivo de este trabajo fue determinar algunas propiedades físicas y mecánicas de madera joven de *Tectona grandis* L. f. y compararlas con datos observados en maderas de plantaciones de la especie en otros lugares alrededor del mundo. Fueron determinadas la proporción de albura y duramen, excentricidad de la médula, densidad básica, contracciones dimensionales y propiedades mecánicas. Los resultados mostraron que, aunque se trata de madera joven, las características de la madera de plantaciones de teca en Brasil son semejantes a las maderas de teca adulta provenientes de otros lugares de plantación, fue determinado un alto contenido de duramen, alta estabilidad dimensional y mayor rigidez, comparado con lo encontrado en la literatura para ese nivel de edad, lo cual la hace apta para variedad de usos.

Palabras clave: Densidad básica, madera juvenil, plantaciones, propiedades de la madera, rápido crecimiento.

Abstract

Teak (*Tectona grandis* L. f.) is considered one of the most valuable timbers due to its excellent physical and aesthetic properties. In Brazil, this species is widely planted because of its adaptation to the climatic conditions of the country and its short rotation age (20-25 years). Rapid growth is an important factor in the quality and end use suitability of the wood considering that it generates a higher proportion of juvenile wood, often with lower characteristics than mature wood. The aim of this study was to determinate some physical and mechanical properties of juvenile wood of *Tectona grandis* L. f. and compare with data observed in teakwood from plantations in other places around the world. The proportion of sapwood and heartwood, pith eccentricity, basic density, stiffness, strength and dimensional shrinkage were determined. The findings showed that, although it was non-mature wood, the characteristics of Brazil plantations teak wood resemble the mature teak wood from plantations elsewhere. The content of heartwood, dimensional stability and stiffness were higher than those found in the literature for teak wood with similar age range: so brazilian non-mature teak wood from plantations is suitable for a variety of uses.

Key words: Wood quality, basic density, wood properties, non mature teakwood, wood technology.

Introducción

La teca (*Tectona grandis* L. f.) es la especie de madera tropical más plantada en el mundo. Se estima que 74% del total de las plantaciones de maderas duras (*hardwoods*) en el mundo son de teca, con aproximadamente una superficie de 5 819 000 ha (FAO, 2009a). Esta especie es cultivada hace más de 150 años en 50 países, dentro y fuera de su área de distribución natural (FAO, 2009b).

La teca ha sido reconocida como una madera de alta calidad debido a sus excelentes propiedades, convirtiéndose en una de las más valiosas del mundo junto al cedro (*Cedrela odorata*) y la caoba (*Swietenia macrophylla*). Sus propiedades, principalmente para el duramen, incluyen: combinación de bajo peso específico con resistencia, durabilidad natural, estabilidad dimensional, facilidad de trabajar con herramientas, resistencia a termitas, hongos, químicos, además de su belleza (Bhat, 1998). La madera de teca presenta alta demanda para usos específicos, como construcción y revestimiento de embarcaciones, fabricación de muebles y objetos lujosos.

Los árboles de teca, nativos del sur de Asia, (India, Myanmar, República Democrática Popular de Laos y Tailandia) se han aclimatado en Java (Indonesia), donde probablemente se introdujeron entre 400 y 600 años atrás. También se ha establecido en toda la zona tropical de Asia, en África tropical (Costa de Marfil, Nigeria, Sierra Leona, la República Unida de Tanzania y Togo) y en América Latina y el Caribe (Costa Rica, Colombia, Ecuador, El Salvador, Panamá, Trinidad y Tobago y Venezuela). La teca se ha introducido también en algunas islas de la región del Pacífico (Papúa Nueva Guinea, Fiji y las Islas Salomón) y en el norte de Australia en forma experimental (Pandey y Brown, 2000).

La teca crece en condiciones climáticas de clima monzónico (tropical húmedo y cálido), caracterizado con una estación seca de 3 a 5 meses y una precipitación anual entre 1300 mm y 2500 mm. La temperatura óptima para el desarrollo de la teca se encuentra entre 16 °C y 40 °C (Weaver, 1993).

En Brasil, la teca fue introducida en la región de Cáceres, estado de Mato Grosso, en la década de 1970 y hoy cubre un área plantada total de 65 440 ha (ABRAF, 2011). La teca es plantada actualmente en los estados de Mato Grosso, Amazonas y Acre. Las plantaciones de teca, según la ABRAF (2011), presentan un aumento anual de 11%, aproximadamente, debido a las expectativas de retorno financiero resultado del crecimiento de la demanda en el mercado internacional, además de factores como adaptación a las condiciones climáticas del país, disponibilidad de tierras aptas, alta productividad y crecimiento rápido, considerando una edad de rotación de 20 a 25 años. Con la tendencia de aprovechamiento de árboles con dimensiones comerciales en ciclos cada vez más cortos, existe la posibilidad que la madera sea de menor calidad debido a una mayor cantidad de madera juvenil (madera formada en los primeros años de vida del árbol). Con el propósito de definir el uso racional de la madera, se debe conocer mejor su comportamiento, el cual radica en un conocimiento de sus características intrínsecas, que en razón de su naturaleza biológica posee grandes variaciones, especialmente cuando se considera origen, edad y sitio, entre otras.

Considerando la reciente introducción en Brasil de esta especie, son escasos los estudios referentes a las características de la madera proveniente de las plantaciones, por lo tanto es necesario conocer esas propiedades, con el fin de adecuar el uso final a la calidad de esa materia prima.

Objetivo

Este trabajo se realizó con el objetivo de determinar algunas propiedades de madera joven de plantaciones de *Tectona grandis* L. f. y compararlas con datos obtenidos en maderas de plantaciones de la misma especie en otros lugares alrededor del mundo, evaluando variables dendrométricas, proporción de duramen y albura, excentricidad de la médula, densidad básica, comportamiento dimensional y propiedades mecánicas.

Materiales y métodos

Muestreo

El material para el desarrollo de este estudio provino de una plantación experimental de *Tectona grandis* L. f. con



13 años de edad, establecida en el municipio de Vazante, región noroeste del estado de Minas Gerais, Brasil (18°01'37"S y 46°51'21"O). La región se encuentra a una altitud de 630 metros y posee una temperatura media de 21 °C a 24 °C y precipitación media anual de 1400 mm, con clima tropical húmedo, caracterizado por presentar inviernos secos y veranos lluviosos (Macedo *et al.*, 2005).

Fueron utilizados nueve árboles seleccionados al azar en la plantación, se registraron las medidas de las variables dendrométricas consideradas, diámetro a 1,30 m del nivel del suelo (DAP) y altura total (HT), y posteriormente se calculó su volumen, con corteza, sin corteza y el porcentaje de corteza. Enseguida se procedió al muestreo destructivo cortando y seccionando los árboles en trozas de 2,6 m de longitud, que fueron transportadas al laboratorio de Ciencia y Tecnología de la Madera de la Universidad Federal de Lavras, en Lavras (MG) Brasil, para la obtención de las probetas y determinación de las propiedades de la madera (Fig. 1).

Troza 5
Troza 4
Troza 3
5 cm
Troza 2
260 cm
Troza 1
260 cm
a
b
c
Cuñas
4
2
1
3
d
e
f

FIGURA 1. Material de estudio: *a)* trozas de 2,6 m de longitud; *b)* rodajas de los extremos; *c y d)* cuñas para densidad básica; *e)* probetas para contracciones; *f)* probetas para ensayos mecánicos.

Determinación de la proporción de albura, duramen y excentricidad de la médula

Se cortaron discos de 5 cm de espesor, de cada uno de los extremos de las trozas, que fueron pulidos en lijadora de banda P400 y, posteriormente, se tomaron fotografías digitales con resolución de 10 mega pixeles, las imágenes obtenidas de los discos fueron acopladas y calibradas en software Auto CAD. La determinación de la proporción de duramen y albura se realizó macroscópicamente por diferencia de color sobre la imagen y se determinaron las áreas de corteza, albura y duramen. Posteriormente, mediante la fórmula de Smalian, se obtuvieron los volúmenes de albura y duramen para las trozas 1 y 2.

Para la determinación de la excentricidad de la médula se ubicó el centro geométrico de cada disco y se midió la distancia de la médula al centro del mismo. La excentricidad de la médula fue calculada mediante la ecuación

$$EM = \frac{Lc}{dm} x\, 100$$

Donde:

EM = excentricidad de la médula (%)

Lc = distancia entre el centro geométrico y la posición real de la médula (mm)

dm = diámetro medio del disco (mm).

Densidad básica, densidad aparente seca al aire y contracciones

Los discos retirados de los extremos de las trozas fueron transformados en probetas para determinación de la densidad básica utilizando el procedimiento D2395-93 de la norma (ASTM, 1997b). La densidad aparente seca al aire se obtuvo a partir de estabilización a 12% de contenido de humedad de probetas de 2,5 cm x 2,5 cm x 10 cm en cámara climática en condiciones [T = (20 ± 2) °C y HR = (60 ± 5) %], determinando el volumen por medición directa de sus tres dimensiones con calibrador digital de resolución de 0,01 mm y determinación de la masa en balanza digital de 0,01 g de sensibilidad. La densidad ponderada consideró la densidad básica relacionada con el volumen de cada sección.

Para la determinación de las contracciones de la madera, fueron medidas las dimensiones radial, tangencial y longitudinal de probetas de 2,5 cm x 2,5 cm x 10 cm orientadas y libres de defectos, utilizando calibrador digital de resolución de 0,01 mm, en condiciones de saturación, equilibrio (12% de contenido de humedad) y secada al horno, de acuerdo con el procedimiento descrito en la norma D143-94 (ASTM, 1997a). El coeficiente de anisotropía se definió como la relación entre la contracción lineal tangencial y la contracción lineal radial (CT/CR).

Propiedades mecánicas

Se realizaron ensayos mecánicos para la determinación de las siguientes propiedades: *1)* Módulo de elasticidad (E, MPa) y Esfuerzo máximo (MPa) en compresión paralela a las fibras; *2)* Módulo de Elasticidad (MOE, MPa) y Módulo de Ruptura (MOR, MPa) en Flexión estática y *3)* Dureza Janka (kN). Las probetas libres de defectos fueron cortadas de las trozas 1 y 2 y acondicionadas durante 60 días a una temperatura de 20 °C ± 3 °C y una humedad relativa de 65% ± 5%. Fue utilizada la Máquina Universal de Ensayos DL 30000 MF EMIC, con 294,2 kN de capacidad y celdas de carga de 98,97kN para el ensayo de compresión y de 19,61kN para los ensayos de flexión y dureza. Las velocidades de ensayos fueron las siguientes: para compresión paralela 0,3 mm/min, en flexión estática 1,3 mm/min y distancia entre apoyos 360 mm, y para dureza Janka, velocidad de ensayo de 6 mm/min. En la tabla 1 se describen las condiciones y normas con las que se desarrollaron los ensayos.

Resultados y discusión

Variables dendrométricas

En la tabla 2 se muestran los valores de las variables: diámetro a 1,3 m de altura (DBH), volumen con corteza (Vcc), volumen sin corteza (Vsc) y porcentaje de corteza de los árboles de teca evaluados.



TABLA 1. Especificaciones de los ensayos mecánicos realizados con madera de teca de árboles de 13 años de edad, plantados en Brasil.

Ensayo	*Dimensión probeta (mm)*	*Repeticiones*	*Norma*
Flexión estática	25 x 25 x 410	169	ASTM D143-93
Compresión paralela	25x 25 X 100	330	ASTM D143-93
Dureza Janka	20 x 20 x60	132	BSI 323/1957 (BSI, 1957)

TABLA 2. Valores medios de las variables dendrométricas de árboles de teca de 13 años de edad, plantados en Brasil.

Característica	*Promedio*	*Máximo*	*Mínimo*	*CV (%)*
DBH (m)	0,204	0,271	0,172	13,15
Ht (m)	12,49	13,40	9,60	9,33
Vcc (m^3)	0,160	0,277	0,116	28,14
Vsc (m^3)	0,132	0,234	0,089	29,82
Corteza (%)	16,92	23.81	14,79	15,15

DBH= Diámetro a 1,3 m de altura, Ht= Altura total, Vcc= Volumen con corteza, Vsc= Volumen sin corteza, CV%=Coeficiente de variación

Los valores de las variables dendrométricas de este estudio son similares a los encontrados en plantaciones de teca joven en otros sitios plantados con esta especie. Por ejemplo, en estudios desarrollados por Pérez y Kanninen (2003), con teca joven (5 - 12 años) de varios lugares en Costa Rica encontraron que árboles plantados a 3 m x 2 m, tenían un volumen por árbol de 0,15 m^3 a 0,20 m^3. En una plantación de teca en el estado de Rondônia (Brasil) a los 8 años de edad y una distancia de 3 m x 4 m entre árboles, el volumen medio por árbol fue de 0,21 m^3 (Vieira *et al*., 2008).

En la tabla 2 se observa que el porcentaje de corteza fue de 16,92 % del total del volumen de los árboles de teca. Pérez y Kanninen (2003) encontraron un porcentaje de corteza de 20% para árboles de entre 10 y 15 años de edad, de manera general la tendencia es una disminución de la corteza conforme es mayor la edad de los árboles.

Proporción de albura y duramen y excentricidad de la médula de teca

La proporción media de duramen fue de 51% del volumen sin corteza en las dos primeras trozas de los árboles evaluados. Ese valor se consideró alto para la edad y la procedencia del material, si se compara con madera de teca de plantaciones con edad próxima a 30 años y cuya proporción de duramen se encuentra cercana a 55% (Pérez y Kanninen, 2003). En árboles de teca en Costa Rica, Arce (2001) registró un valor de duramen de 44% para teca de 10 años de edad. Rivero y Moya (2006) determinaron un porcentaje de duramen de 28% para teca de 8 años de edad en Bolivia. Las variaciones en la proporción de duramen determinadas en los diferentes sitios son altamente influenciadas por la edad, ritmo de crecimiento y variaciones climáticas (Bamber y Fukazawa, 1985; Hillis, 1987). Según Pérez y Kanninen (2003), la proporción de duramen aumenta logarítmicamente con la edad como resultado del crecimiento en diámetro. Aspectos silviculturales como definición de la distancia adecuada de plantación pueden resultar en un aumento de la producción de duramen (Kokutse *et al*., 2004; Arce, 2001; Pérez y Kaninnen, 2003). En este caso, el espaciamiento de plantación y condiciones ambientales entre la plantación objeto de este estudio y la publicada para Costa Rica (Arce, 2001) fueron similares, lo cual reflejó una aproximación entre los valores de duramen para la madera producida en los dos sitios.

La excentricidad de la médula (EM) indica el distanciamiento de la médula con relación al centro geométrico del árbol y se utiliza como una referencia para evaluar el efecto resultante de las tensiones de crecimiento del árbol. El valor medio de EM encontrado en este estudio (9%) fue similar a los encontrados por Ramdoski y Ribaski (2010) en otras especies como *Grevillea robusta* (8,3%) y *Corymbia citriodora* (8,5%). Monteiro *et al.* (2010) encontraron, para *Eucalyptus pilularis*, valores de EM de 16,7%, para *E. urophylla* 8,4%; para *E. camaldulensis* 4,3%, y *para E. maculata* 7% en árboles de 32 años de edad. Ferreira *et al.* (2008), evaluando clones de *Eucalyptus* spp. de dos años de edad, encontraron valores más bajos de EM (2,5 a 4,5%).

Akachuku y Abolarin (1989) determinaron valores de excentricidad de la médula entre 13% y 15% en árboles de teca de 18 años. De manera general, valores de excentricidad altos sugieren presencia de madera de tensión (Ferreira *et al.*, 2008; Simpson y Tenwolde, 1999). El valor encontrado de EM en este estudio fue más bajo que el encontrado en la literatura, lo cual permite afirmar que procesamiento de madera joven de esta especie no puede verse significativamente afectada por excentricidad debida a la formación de madera de tensión, lo cual es claramente observado en especies del género *Eucalyptus*. Esta condición se relaciona con diversos factores como la inclinación del terreno y efecto del viento, además de factores genéticos. Trozas con valores de EM superiores a 20% favorecen la aparición de defectos durante el procesamiento mecánico (Grosser, 1980; Akachuku y Abolarin, 1989).

Densidad básica y densidad aparente de la madera de teca

La densidad básica se considera una de las propiedades físicas más importantes de la madera, ya que se relaciona directamente con otras propiedades como la resistencia mecánica y la estabilidad dimensional. El valor promedio encontrado en este estudio fue de 0,54 g/cm³, que según la clasificación de la IAWA (1989) e IBAMA (2012), corresponde a la clasificación de una densidad básica media. La densidad de la teca se clasifica como una madera pesada, de 0,50 g/cm³ a 0,6 g/cm³ (FPL, 1974). En la tabla 3 se muestran los valores promedio para las densidades básica, ponderada y aparente al 12% de humedad, determinadas para madera de teca. En la tabla 4 se muestra un cuadro comparativo de valores de densidad básica para maderas de teca plantadas de otras procedencias y edades. El valor de densidad básica encontrado en este estudio es similar al valor promedio encontrado en otros estudios para maderas procedentes de plantaciones con la misma edad, resultado esperado considerando que el valor de la densidad básica tiende a aumentar con la edad del árbol, al mismo tiempo que deben considerarse factores como la formación de madera juvenil, que en el caso de la madera joven de teca es un factor que influencia directamente su comportamiento (Bhat *et al.*, 2001).

TABLA 3. Valores medios de duramen, albura y excentricidad de la médula en madera de teca de árboles de 13 años de edad, plantados en Brasil.

Característica	*Promedio*	*Máximo*	*Mínimo*	*CV(%)*
Albura (%)	48	65	33	23,4
Duramen (%)	51	67	35	22,1
EM (%)	9	15	5	38,6

EM = Excentricidad de la médula, CV = Coeficiente de variación

TABLA 4. Valores medios y coeficiente de variación para las densidades básica, media, ponderada y aparente, obtenidas en madera de teca de árboles de 13 años de edad plantados en Brasil.

Característica	*Media*	*Máximo*	*Mínimo*	*CV (%)*
Db media (g/cm³)	0,53	0,57	0,49	4,50
Db ponderada (g/cm³)	0,54	0,59	0,50	5,25
DA (g/cm³)	0,54	0,61	0,50	6,16

Db = Densidad básica, DA = Densidad aparente a 12%, CV = Coeficiente de variación.



Contracciones

En la figura 2 se observa comparativamente el aumento de las contracciones desde la condición verde, pasando por la condición de equilibrio (12% de humedad), hasta el completo secado de la madera.

Los valores encontrados corroboran una de las principales propiedades de la madera de teca que es su estabilidad dimensional, si se compara con otras especies, por ejemplo del género *Eucalyptus*, cuyas contracciones volumétricas alcanzan valores muy superiores a 12%. Para madera de teca de 17 años en Costa Rica se obtuvieron valores de contracciones radial de 2,2%, tangencial de 3,9% y volumétrica de 6,2%; y de coeficiente de anisotropía de 1,8 (Castro, 2000). En Timor Oriental, Miranda *et al.* (2011) obtuvieron valores de 3,6%; 5,17% y 7,6% para las contracciones radial, tangencial y volumétrica, respectivamente. Valero *et al.* (2005) encontraron para teca de 20 años, proveniente del estado de Barinas en Venezuela, valores de 2,48% (CR); 3,37% (CT); 6,18% (CV) y 1,45 de coeficiente de anisotropía. Observando estos valores se puede afirmar que los valores obtenidos en este trabajo para las contracciones de madera de teca fueron bajos considerando la edad joven del material.

Propiedades mecánicas

Valores de Módulo de elasticidad (MOE) y Módulo de rotura (MOR) en flexión estática

El valor medio encontrado para MOE en la teca fue de 13046 MPa, este valor fue superior al encontrado por varios autores, por ejemplo, Bhat y Priya (2004) determinaron un valor de MOE desde 8435 MPa a 13642 MPa para edades de 21 y 65 años, respectivamente. También fue superior al encontrado por Miranda *et al.* (2011) con un valor de 10 684 MPa para madera de 50 a 70 años de edad en Timor Oriental. En teca de 34 años plantada en Panamá, el valor fue de 14 200 MPa (Posch *et al.*, 2004). En relación con el MOR, el valor encontrado fue similar al encontrado por Bhat y Priya (2004) con valores entre 92 MPa y 133 MPa para madera de 21 a 65 años, respectivamente, e inferior al valor determinado por Miranda *et al.* (2011) de 141 MPa para teca de 50 a 70 años y de 105 MPa encontrado por Posch *et al.* (2004) en madera de teca de 34 años en Panamá. De acuerdo con Pérez y Kanninen (2005), varios estudios han demostrado la similitud entre las propiedades mecánicas de la madera joven, de 21 años, y de la de 65 años, lo cual permite un margen para reducir la edad de rotación sin afectar de manera significativa

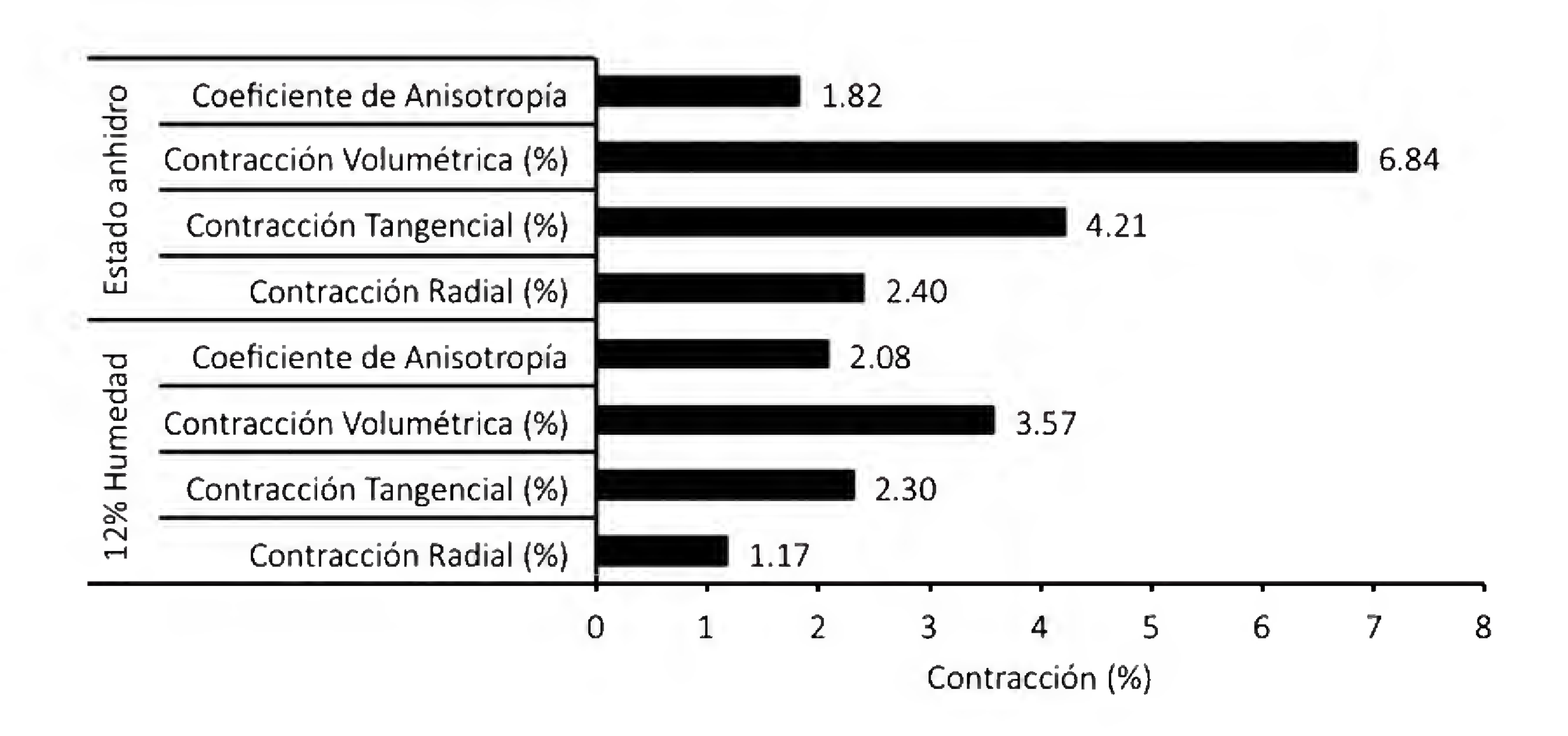


FIGURA 2. Valores medios de las contracciones de la madera de teca a 12% de humedad y en estado anhidro.

TABLA 5. Valores medios para densidad básica de *Tectona grandis* L.f. en estudios de otras procedencias.

Localidad	*Densidad básica*	*Edad*	*Autor*
Costa Rica	0,54 g/cm^3	10	Moya y Arce (2003)
Venezuela	0,55 g/cm^3	20	Valero *et al.* (2005)
Bolivia	0,50 g/cm$_3$	8	Rivero y Moya (2006)
Colombia	0,55 g/cm^3	13	Betancur et al (2000)
Brasil	0,55 g/cm^3	31	Lima *et al.* (2009)
Nigeria	0,48g/cm^3	15	Izekor *et al.* (2010)
Timor Oriental	0,60 g/cm^3	50 a 80	Miranda *et al.* (2010)
Indonesia, Tailandia, Myanmar, Togo	0,62 a 0,82 g/cm^3		Baillères y Durand (2000)

la resistencia de la madera. Ese aspecto fue confirmado en este estudio ya que a pesar de que la madera de teca fue joven su resistencia mecánica fue superior a la determinada en estudios de teca de mayor edad.

Valores de esfuerzo máximo en compresión paralela a las fibras y Módulo de Elasticidad en Compresión (E)

El valor medio encontrado en la teca para la resistencia máxima en compresión paralela a las fibras fue de 47 MPa. Este valor fue menor que los encontrados por Miranda *et al.* (2011), en teca de 50 a 70 años en Timor Oriental (50 MPa) y por Posch *et al.* (2004) en madera de 34 años plantada en Panamá con un valor de 50 MPa y más alto que el valor encontrado por Castro (2000), de 34 MPa, en teca de 17 años en Costa Rica. Bhat y Priya (2004), en teca de 21 a 65 años en la India determinaron valores de 45 MPa y 54 MPa, respectivamente. El E en compresión paralela a las fibras fue de 6768 MPa, también se consideró alto y mayor al encontrado por Valero *et al.* (2005) con un valor de 4413 MPa.

Dureza Janka

El valor medio de dureza encontrado fue de 4,66 kN. Este valor fue ligeramente inferior a los 5,82 kN encontrados por Castro (2000) para madera de teca de 17 años en Costa Rica. Valero *et al.* (2005) encontraron valores de dureza de 5,9 kN a 6,24 kN en teca de 20 años en Venezuela. Por su parte Posch *et al.* (2004) determinaron una dureza Brinell de 5,64 kN en teca de 34 años. Es posible sugerir que la dureza de la madera esté afectada por la edad del árbol y consecuentemente por la densidad de la madera considerando que se trata de una madera joven.

Conclusiones

Los resultados mostraron que, aunque se trata de madera joven, las características de la madera plantada en Brasil se asemejan a las de maderas de teca adulta provenientes de otros lugares de plantación y de origen de la especie. Se observó que la plantación de teca presentó un crecimiento similar al de plantaciones de otras regiones, lo cual se reflejó en la magnitud de los valores de las variables dendrométricas. El valor medio de densidad básica (0,54 g/cm^3) se encuentra dentro del intervalo encontrado por otros autores en plantaciones de teca en diversas localidades donde esta especie es cultivada. Se resalta que fue determinada una proporción de duramen superior a la media encontrada en la literatura para madera joven. Al mismo tiempo, la teca presentó una médula excéntrica (9%), valor considerado bajo, ya que su efecto causa baja incidencia de defectos durante su procesamiento mecánico. Las contracciones, consideradas bajas, corroboran la aptitud de esta madera independientemente de la edad del árbol para el tipo de usos que



requieran una alta estabilidad dimensional. Las propiedades mecánicas fueron consideradas similares a valores citados para madera adulta por otros autores, principalmente en cuanto a la rigidez de la madera (MOE en flexión estática) cuyo valor fue alto considerando la edad del material estudiado.

Referencias

Akachuku, A.E. y D.A.O. Abolarin. 1989. Variations in pith excentricity and ring width in teak (*Tectona grandis* L. f.). *Trees: Structure and Function* 3(1):111-116.

ASTM (American Society for Testing and Materials). 1997a. ASTM D143-94. Standards methods of testing small, clear specimens of timber.

ASTM (American Society for Testing and Materials). 1997a. ASTM D2395-93.

Standard test methods for specific gravity of wood and wood-based materials.

Arce, V.H. 2001. Relación albura-duramen y características físicas de la madera de teca (*Tectona grandis*) en plantaciones de 10 años con dos diferentes densidades de plantación en Playa Garza Guanacaste, Costa Rica. Tesis pregrado en Ingeniería Forestal. Universidad Nacional. Heredia. Costa Rica. 36 p.

ABRAF (Asociação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas). 2011. Anuário estatístico da ABRAF 2011, ano base 2010. Brasilia. Disponible en línea: http://www.abraflor.org.br/estatisticas.asp. Fecha de acceso: 12/11/2011.

Baillères, H. y P. Y. Durand. 2000. Non-destructive techniques for wood quality assessment of plantation grown teak. *Bois et Forest dês Tropiques* 54(263):17-20.

Bamber, R.K y K. Fukazawa. 1985. Sapwood and heartwood: a review. *Forest Products Abstracts* 469(9):567-580.

Betancur S.C.A., J.F. Herrera B. y L.C. Mejía M. 2000. Estudio de las propiedades físicas y mecánicas, trabajabilidad y secado de la teca (*Tectona grandis* L. f.) de Puerto Libertador (Córdoba). *Revista de la Facultad Nacional de Agronomía de Medellín* 56(1):913-939.

Bhat, K.M. 1998. Properties of fast-grown teakwood: impact on end-users requirements. *Journal of Tropical Forest Science* 4(1):1-10.

Bhat, K.M., P.B. Priya y P. Rugmini. 2001. Characterisation of juvenile wood in teak. *Wood Science and Technology* 34(6):517-532.

Bhat, K.M. y P.B. Priya. 2004. Influence of provenance variation on wood properties of teak from the western ghat region in India. *IAWA Journal* 25(3):273-282.

BSI (British Standard Institution). 1957. BS 373 Methods of testing small clear specimens of timber. Londres 32 p.

Castro, F. 2000. Crecimiento y propiedades físicomecánicas de la madera de teca *Tectona grandis* de 17 años de edad en san Joaquín de Abangares Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 24(2):7-23.

Ferreira, S.J.T. Lima, P.F. Trugilho y T.C. Monteiro. 2008. Excentricidade da medula em caules de clones de *Eucalyptus* cultivados em diferentes topografias. *Cerne* 14(4):335-340.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2009a. Future of teak and the high-grade tropical hardwood sector: planted forests and trees working paper FP/44E. Roma. Disponible en: http://www.fao.org. Fecha de acceso: 15/11/2010.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2009b. Situación de los bosques en el mundo. Roma. Disponible en: http://www.fao.org. Fecha de acceso: 15/11/2010.

GROSSER, D. 1980. Defeitos de madeira. Curitiba: Fundação de pesquisa florestais do Paraná-PUPEF. Série Técnica núm. 2. 62 p.

Hillis, W.S. 1987. Heartwood and tree exudates. Springer series in wood science. Springer-Verlag. Berlín. 268 p.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2012. Base de dados das madeiras brasileiras. Disponible en http://www.ibama.gov.br/lpf/madeira/pesquisa. Fecha de acceso: 24/01/2012. 2012.

IAWA (International Association of Wood Anatomy). 1989. List of microscopic features hardwood identification. *IAWA Bulletin* 10(3):220-359.

Izekor, D.N., Fuwape, J.A y Oluyege, A.O. 2010. Effects of density on variations in the mechanical properties of plantation grown *Tectona grandis*. *Archives of Applied Science Research* 2(6):113-120.

Kokutse, A.D., H. Baillères, A. Stokes y K. Kokou. 2004. Proportion and quality of heartwood in Togolese teak (*Tectona grandis* L. f.). *Forest Ecology and Management* 189(1-3):37-48.

Macedo, R.L.G. J. Estevez G., N. Venturim y B. Grandi S. 2005. Desenvolvimento inicial de *Tectona grandis* L. f. (teça) em diferentes espaçamentos no município de Paracatu, MG. *Cerne* 11(1):61-69.

Miranda, I., V. Sousa y H. Pereira. 2011. Wood properties of teak (*Tectona grandis*) from a mature unmanaged stand in East Timor. *Journal of Wood Science* 57(1):171-178.

Monteiro, T.C., R. Vieira D.S, J.T. Lima, E.E. Pereira B, D. Matosinhos D.C. y M. Teodoro L. 2010. Influência do lenho de tração nas propriedades físicas da madeira de *Eucalyptus* sp. *Journal of Biotechnology and Biodiversity* 1(1):6-11.

Moya, R. y V. Arce. 2003. Estudio experimental del efecto del espaciamiento sobre las propiedades físicas de peso específico básico y contracciones en plantaciones de teca (*Tectona grandis*) de 10 años. *Revista Forestal Venezolana* 47(1):1-24.

Pandey, D y C. Brown. 2000. La teca una visión global. *Revista Internacional de Silvicultura e Industrias Forestales* 51(2):3-13.

Pérez, L.D. y M. Kanninen. 2003. Heartwood, sapwood and bark content, and wood dry density of young and mature teak (*Tectona grandis*) trees grown in Costa Rica. *Silva Fennica* 37(1):45-54.

Pérez, L.D y M. Kanninen. 2005. Stand growth scenarios for *Tectona grandis* plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 190(2-3):425-441.

Posch, B., G. Wegener, D. Grosser y L. Wagner. 2004. Physical and mechanical investigations on teakwood (*Tectona grandis* L. f.) from plantations in Panama. *Holz als Roh- und Werkstoff* 62(1):31-35.

Ramdoski, M. y J. Ribaski. 2010. Excentricidade da medula em *Grevilea robusta* e *Corymbia citriodora* cultivados em sistema silvipastoril. EMBRAPA. Comunicado técnico 248. 6 p.

Rivero, J. y R. Moya. 2006. Propiedades físico-mecánicas de la madera de *Tectona grandis* Linn. F. (teca), proveniente de una plantación de ocho años de edad en Cochabamba, Bolivia. *Kurú Revista Forestal* 3(9):1-14.

Simpson, W. y A. Tenwolde. 1999. Physical properties and moisture relations of wood. In: Wood handbook: wood as an engineering material. USDA. Madison. p:1-24.

FPL (Forest Products Laboratory). 1974. Wood handbook: wood as an engineering material. USDA General Technical Report FPL-GTR-190. Madison, WI: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory. 72 p.

Valero, S.W., E.C. Reyes C. y D.A Garay J. 2005. Estudio de las propiedades físico-mecánicas de la especie *Tectona grandis*, de 20 años de edad, proveniente de las plantaciones de la Unidad Experimental de la Reserva Forestal Ticoporo, Estado Barinas. *Revista Forestal Venezolana* 49(1):61-73.

Vieira, A.H., R. Barros R., M de Matos B-G y M. Locatelli. 2008. Desempenho de teca (*Tectona grandis*) em plantio adensado no Estado de Rondônia. EMBRAPA Rondônia. 14 p.

Weaver, L. 1993. *Tectona grandis* L. f. Teak: SOITF-SM-64. USDA. Nueva Orleans. 18 p.

Manuscrito recibido el 15 de octubre de 2012.
Aceptado el 2 de octubre de 2013.

Este documento se debe citar como:
Blanco-Flórez, J., P. Fernando-Trugilho, J. Tarcisio-Lima, P.R. Gherardi-Hein y J.R. Moreira da Silva. 2014. Caracterización de la madera joven de *Tectona grandis* L. f. plantada en Brasil. *Madera y Bosques* 20(1):11-20.

Madera y **Bosques** vol. **20**, núm. **1 : 21-35** Primavera **2014**



El avance de la **deforestación** en México 1976-2007

The progress of the deforestation in Mexico 1976-2007

Fernando A. Rosete-Vergés[1], José Luis Pérez-Damián[1], Mariano Villalobos-Delgado[2], Elda N. Navarro-Salas[3], Eduardo Salinas-Chávez[4] y Ricardo Remond-Noa[4]

1 Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México. farosete@yahoo.com.mx, jldamian@ine.gob.mx

2 Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México.

3 Instituto de Geografía. UNAM. México.

4 Facultad de Geografía. Universidad de La Habana. Cuba. esalinas@geo.uh.cu

Resumen

El presente trabajo busca conocer el avance de la deforestación en México, a partir del análisis del cambio de uso de suelo y vegetación entre la Serie I, 1976, y la Serie IV, 2007, del INEGI. Se incorporan los resultados obtenidos en el Inventario Nacional Forestal del 2000 para hacer un corte por sub-periodos (1976-2000 y 2000-2007). Además, se realiza un análisis al nivel de polígono sobre la dinámica de las superficies forestales con vegetación secundaria, con la finalidad de establecer si se trata de un proceso de recuperación o de alteración forestal. Los resultados encontrados demuestran que las tasas de cambio han disminuido en el periodo 2000-2007, pero que la superficie forestal disminuye anualmente en alrededor de 500 000 ha. Para el periodo 1976-2007, se encontró una pérdida anual de 534 707 ha. Los datos oficiales de deforestación muestran una subvaluación a partir de 2006, ya que se descuenta 100% de la superficie ocupada por vegetación secundaria, cuando en la realidad el proceso de recuperación es de entre 10% y 13% de dicha superficie. Con el dato ajustado del proceso de recuperación se recalcularon las cifras oficiales publicadas a partir de 2006, mostrando consistencia en relación con la estabilización de la superficie anual deforestada. El destino principal de la superficie deforestada sigue siendo la agricultura de temporal.

Palabras Clave: Alteración forestal, cambio de uso del suelo, proceso de recuperación, tasas de cambio, vegetación secundaria.

Abstract

This paper seeks to show the deforestation rate in Mexico based on land use and vegetation changes data from 1976 to 2007 using the official data published by INEGI. The results of the National Forest Inventory for 2000 were added to make a cut and the process was analyzed in two stages from 1976 to 2000 and from 2000 to 2007. Moreover, a polygon level analysis was carried out over the forest with secondary vegetation to know if they are coming from a recovery process or from a degradation process. The results show that the change rates are lower in the 2000-2007 than the 1976-2000 periods, but the annual loss of forest are around the 500 000 ha. For the complete period it was found a forest annual loss of 534 707 ha. The deforestation official data are sub valued since 2006 because they discount the 100% of secondary vegetation, when the real amount of recovery process is over 10% to 13%. The deforestation official data were recalculated from 2006 on, and the new results match with the amount of 500 000 ha per year. The principal use for the deforested areas is still the rainfed agriculture.

Key words: Forest alteration, land use change, recovery process, change rates, secondary vegetation.

Introducción

Los procesos negativos de cambio de uso del suelo y vegetación han sido documentados como el segundo problema ambiental a nivel global (Xiao *et al*., 2006), ya que afectan el capital natural (Srivastava, 2002; Brooks *et al*., 2006), la estabilidad microclimática, la dotación de servicios ambientales (Dunjó *et al*., 2003; Jianchu *et al*., 2005; Milesi *et al*., 2005; Musaoglu *et al*., 2005; Chikhaoui *et al*., 2005; Heistermann *et al*., 2006; Lambin y Geist, 2006; Rudel *et al*., 2005) y el incremento de la concentración de los gases de efecto de invernadero en la atmósfera (Kerr *et al*., 2003; Campos *et al*., 2004; Xiao *et al*., 2006; Clark 2009), además de limitar a nivel local las posibilidades de realizar un manejo sustentable del territorio y sus recursos naturales (Ehrlich y Ehrlich, 2013).

Los estudios más recientes se han centrado en las repercusiones de esos procesos en el cambio climático global y los resultados expuestos sugieren, aunque a veces en forma contrapuesta, que en el caso de México, si se reducen las tasas de deforestación y degradación forestal a la mitad de las reportadas por FAO (2010) (0,5 y 1,2 respectivamente), en los próximos 10 años se podría evitar la emisión de 117 millones de toneladas de carbono a la atmosfera por no cambiar el uso del suelo en las áreas forestales (CABAL, 2010). Incluso ahora se le da más importancia por su contribución al incremento de la sequía y la alteración de las condiciones hidroclimáticas en el territorio (Dai, 2011).

En México, hay pocos estudios a nivel nacional para conocer los procesos de cambio de uso de suelo y vegetación (Castillo *et al*., 1989; Masera *et al*., 1992; Mas *et al*., 1996; Velázquez *et al*., 2002; Mas *et al*., 2004; Sánchez *et al*., 2009; Velázquez *et al*., 2010), así como algunos otros de enfoque continental con referencia a nivel de país (FAO, 1988; Repetto, 1988; Myers, 1989; WRI, 1992 y 1994), pero a nivel regional y local existen muchos de ellos que han utilizado diferentes enfoques y objetivos, siendo una característica casi generalizada la carencia del análisis de las causas que provocan el cambio (Rosete, 2008 y Velázquez, 2008).

A partir de la elaboración del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) 2004-2009 (Conafor, 2012a), la Conafor y la Semarnat se encargaron de analizar los procesos de cambio de uso de suelo y vegetación a nivel nacional, publicando que la tasa de deforestación anual ha disminuido drásticamente en los últimos años, en comparación con las tasas calculadas para periodos anteriores a 2004 (p. ej. Masera *et al*., 1992; FAO, 1995; Velázquez *et al*., 2002), año de adquisición de los datos nacionales con los que se elaboró el INFyS 2009 (Conafor, 2012a).

Sin embargo, al analizar los resultados más recientes (Conafor, 2012b y Sánchez *et al*., 2009), es evidente que los procesos de deforestación continúan, pero la diferencia la hace la recuperación de la vegetación, sea por procesos naturales (regeneración natural forestal y sucesión secundaria) o artificiales (plantaciones forestales con propósitos comerciales o de restauración). Esos procesos de recuperación de la vegetación, documentados en los análisis previos de cambio de uso del suelo y vegetación a nivel nacional, eran bastante limitados, por lo que, al realizar un análisis más minucioso de los datos presentados por Conafor (2012b) y Semarnat (2006), se encontró que se contabilizaba como recuperación toda la superficie etiquetada como vegetación secundaria.

Algunos estudios han mostrado que las áreas con vegetación secundaria en México, más que derivar de zonas sin vegetación aparente, agrícolas o pecuarias, son el resultado de la alteración de la vegetación primaria o de bosques secundarios, por lo que están más relacionadas con procesos de degradación de la vegetación forestal que de recuperación de la misma (Rosete *et al*., 1997; Sánchez *et al*., 2003 y Cuevas *et al*., 2010).

A finales de la década de 1980 surgió una gran preocupación para conocer el ritmo de la deforestación en México, ya que varios estudios locales y regionales (SARH, 1984; Cortez-Ortiz, 1990; Dirzo y García, 1991; Cuarón, 1991, entre otros), arrojaron tasas de deforestación muy altas, incluso superiores a 10% anual (SARH, 1984), situación respaldada por el informe de la FAO sobre el estado de los recursos forestales en los países en desarrollo (FAO, 1988). Esos resultados encendieron los focos rojos entre los investigadores preocupados por el tema, por lo que se realizaron diferentes análisis de la pérdida de cobertura forestal a



nivel país. Entre esos análisis destacan los elaborados por Toledo (1989), Castillo *et al.* (1989) y Masera *et al.* (1992). Y aunque los resultados generados en cada estudio ofrecen tasas de pérdida de la vegetación forestal diferentes, existe cierta consistencia, entre algunos de ellos, en calcular la pérdida anual de vegetación forestal en México alrededor de 700 000 hectáreas.

Para tratar de aclarar la incertidumbre generada por el amplio rango de los resultados obtenidos, entre otros objetivos, se planteó la necesidad de hacer un Inventario Nacional Forestal (INF), mismo que se elaboró entre 1992 y 1994 (Conafor, 2012a) y que arrojó nueva información para calcular la deforestación a nivel nacional. Con la información de ese INF, la FAO publicó en 1995 un incremento de la superficie deforestada al año en México, ubicándola en 678 000 ha (FAO, 1995). Sin embargo, en el informe de la FAO de 1997 (FAO, 1997) se comienza a identificar una tendencia de disminución en la velocidad de la deforestación al calcular la pérdida anual de bosques en 508 000 hectáreas.

Para actualizar el Inventario Nacional Forestal (INF) de 1994, y aclarar la tendencia publicada por la FAO, en el año 2000 se iniciaron los trabajos del nuevo inventario forestal. Con los resultados obtenidos (Palacio *et al.*, 2000) se realizó una comparación de los cambios entre la Serie I del INEGI y el INF 2000, así como entre la Serie II de INEGI (elaborado con información de 1993) y el INF 2000 (Velázquez *et al.*, 2002; Mas *et al.*, 2004), encontrando que la velocidad del cambio identificado es mayor en el periodo 1993-2000 que en el de 1976-2000. Los nuevos resultados arrojados por el INF 2000 no eran halagadores, por lo que rápidamente la Conafor tomó cartas en el asunto y en el año 2004 comenzaron con el levantamiento de la información para el nuevo inventario, que finalmente fue publicado en el año 2012 (Conafor, 2012a). Los datos del INF 2000 fueron cuestionados en el sentido de que no era un verdadero inventario de los recursos forestales, ya que solamente se ejecutó la primera parte del proyecto planteado, la elaboración de una carta de usos del suelo y vegetación a nivel nacional. Sin embargo, la calidad de los datos del INF 2000 fue evaluada por Mas *et al.* (2009), encontrando que la información generada es confiable.

De esa forma, la Conafor, de acuerdo a lo dispuesto en la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, emitida en el año 2003, asume la responsabilidad de realizar los INF y de actualizarlos cada 5 años. Hasta el momento, solamente se ha elaborado el INFyS 2009 durante el periodo 2004-2009, mismo que fue publicado en el año 2012 (Conafor, 2012a). En el año 2005 el INEGI publicó su Serie III (datos del 2002) de uso de suelo y vegetación (INEGI, 2005). Los resultados presentados por el INEGI se vieron plasmados en el informe de la FAO de 2005 (FAO, 2005) y en el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales del sexenio 2007-2012 (Semarnat, 2007), en donde se establece una pérdida anual de 260 000 ha de bosques y selvas para el periodo 2000-2005 (348 000 ha para el periodo 1990-2000). A partir de la publicación de la Carta de uso del suelo y vegetación Serie IV por parte del INEGI (INEGI, 2010), se calculó el dato más reciente de la pérdida de cobertura forestal en bosques y selvas de México, que es publicado por FAO (FAO, 2010) y por la Presidencia de la República (Presidencia, 2012 y 2011): 155 000 ha anuales, en promedio.

Al analizar los datos más recientes presentados por Semarnat (2007) y Conafor (2012b), el contraste con los datos publicados, como resultado de estudios académicos, es mayúsculo. Por ejemplo, si se toma el dato presentado en el Segundo estudio de País (Sánchez *et al.*, 2009), 486 000 ha, que fue obtenido con las mismas fuentes oficiales, se encuentra más de dos veces por encima que la cifra oficial con la que cerró el sexenio 2006-2012, 155 000 ha, aunque esa cifra se refiere exclusivamente a bosques y selvas.

Para tratar de entender en dónde estriba la diferencia entre las cifras oficiales y las mostradas por estudios académicos, se hizo una revisión a detalle de las estadísticas presentadas desde la existencia de la Serie III de INEGI (INEGI, 2005) por las dependencias oficiales, encontrándose que, desde la publicación de *La gestión ambiental en México* (Semarnat, 2006), se inició con la práctica de descontar, es decir, restar, las hectáreas correspondientes a vegetación secundaria del total de las hectáreas deforestadas (Semarnat, 2006. Tabla 7.7, p. 119), de tal modo que en lugar de hablar de 523 639 ha deforestadas al año, se da el total de

337 287 ha, ya que se le restan las 186 351 ha correspondientes a vegetación secundaria. Resalta cómo cifras oficiales calculadas con los mismos datos arrojan resultados diferentes: 260 000 ha (FAO, 2005 y Semarnat, 2007), 337 287 ha (Semarnat, 2006), y 235 000 ha (Conafor, 2012b). Parte de esas diferencias se puede explicar por los conceptos y métodos utilizados por Conafor, ya que en sus cifras solamente incluye bosques y selvas, y contabiliza como bosques o selvas las áreas con un mínimo de 10% de cobertura de copa (Conafor, 2012a).

De esa forma, se identificó que existe un problema conceptual básico para poder decidir si se suma, se resta o se incluye en otra categoría, como alteración forestal, la superficie que presenta vegetación secundaria arbórea y arbustiva. Desde un punto de vista teórico, la revegetación de una superficie con vegetación secundaria es un proceso natural de sucesión vegetal a partir de una apertura en el dosel forestal o de la remoción de la vegetación original (Spurr y Barnes, 1982). Sin embargo, en la práctica, lo que sucede es que las superficies ocupadas con vegetación secundaria, más que responder a un proceso de recuperación vegetal, corresponden a un proceso de alteración de las comunidades forestales (Masera *et al.*, 1992; Masera, 1996; Mas *et al.*, 2002; García-Barrios *et al.*, 2009 –para casos nacionales–, y Dirzo y García, 1991; Álvarez-Icaza *et al.*, 1993; Rosete *et al.*, 1997; Cortina *et al.*, 1999; Trejo y Dirzo, 2000; Bocco *et al.*, 2001; López *et al.*, 2001; Sánchez *et al.*, 2003, Velázquez *et al.*, 2003; Rosete *et al.*, 2008; Cuevas *et al.*, 2010; Garibay y Bocco, 2012, entre otros –para casos regionales).

Objetivos

Los objetivos del presente trabajo fueron: *1*. Calcular las tasas de cambio de uso del suelo y vegetación para el periodo de 1976 (Serie I de INEGI) a 2007 (Serie IV de INEGI). *2*. Utilizar al INF 2000 (Mas *et al.*, 2002) como fecha intermedia, con la finalidad de conocer si existe diferencia en las tasas si se calculan en dos periodos (1976-2000 y 2000-2007). *3*. Confirmar que las tasas de cambio han disminuido. *4*. Identificar si la superficie etiquetada como vegetación secundaria en el 2007 responde a un proceso de recuperación de la cobertura vegetal, y *5*. Comparar los resultados obtenidos con las cifras oficiales existentes.

Materiales y métodos

La metodología se desarrolló bajo el enfoque geográfico espacial de los mapas digitales de vegetación y uso del suelo de los años 1976 y 2007, escala 1:250 000, generados por el INEGI, existentes en el acervo de información de la Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas del Instituto Nacional de Ecología, conocidas en el mercado cartográfico como Serie I (INEGI, 2000) y Serie IV (INEGI, 2010), respectivamente, apoyado en las funciones analíticas de superposición, así como de las aplicaciones de generalización espacial del software SIG ArcInfo, versión 9.3.

A continuación se describe el proceso metodológico fundamental que se utilizó para obtener la cartografía digital de la dinámica de la vegetación y del uso del suelo, de 1976 a 2007, útil para reconocer la manifestación territorial de los patrones de cambio de la cobertura vegetal y de los usos del suelo.

Selección de atributos

Para este análisis espacial se eligieron de cada una de las series los atributos: tipo y desarrollo de la vegetación (con predominio de vegetación primaria o secundaria) por considerar que éstos en conjunto proporcionan el máximo nivel de detalle a la escala 1:250 000.

Agrupación de información

Debido a que la Serie I (original) presenta 52 tipos de vegetación y 9 usos del suelo, además de áreas sin vegetación aparente y cuerpos de agua; y que la Serie IV (original) presenta 56 tipos de vegetación y 10 usos del suelo, además de áreas sin vegetación aparente y desprovisto de vegetación y cuerpos de agua, se procedió a agrupar la información de acuerdo con la propuesta de clasificación jerárquica por tipo de vegetación de Velázquez *et al.* (2002), en 19 grupos (Tabla 1). Once grupos de vegetación están divididos en: con predominio de vegetación primaria y con predominio de vegetación secundaria.



Tabla 1. Clasificación de la vegetación utilizada. Modificada a partir de Velázquez *et al.* (2002).

Formación	*Tipo de vegetación y uso del suelo*	*Comunidad y otras coberturas*
Cultivos	Agricultura de riego y humedad	Agricultura de riego (incluye riego eventual)
		Agricultura de humedad
		Riego suspendido
		Pastizal cultivado
	Agricultura de temporal	Agricultura de temporal[1]
	Plantación forestal	Plantación forestal
Bosques	Coníferas	Bosque de táscate [2,3]
		Bosque de oyamel (incluye ayarín y cedro) [2,3]
		Bosque de pino [2,3]
		Matorral de coníferas [2,3]
	Coníferas-Latifoliadas	Bosque bajo-abierto [2,3]
		Bosque pino-encino (incluye encino-pino) [2]
	Latifoliadas	Bosque de encino [2,3]
	Mesófilo de montaña	Bosque mesófilo de montaña [2,3]
Selvas	Perennifolia y subperennifolia	Selva alta y mediana perennifolia [2,3]
		Selva baja perennifolia [2,3]
		Selva alta y mediana subperennifolia [2,3]
		Selva baja subperennifolia [2,3]
	Caducifolia y subcaducifolia	Selva mediana caducifolia y subcaducifolia [2,3]
		Selva baja caducifolia y subcaducifolia [2,3]
		Matorral subtropical [2,3]
		Selva baja espinosa [2,3]
Matorral	Mezquital	Mezquital (incluye huizachal) [2,3]
	Matorral xerófilo	Matorral crasicaule [4,5]
		Matorral sarcocrasicaule [4,5]
		Matorral sarcocaule [4,5]
		Matorral sarcocrasicaule de neblina [4,5]
		Matorral desértico micrófilo [4,5]
		Matorral desértico rosetófilo [4,5]
		Matorral rosetófilo costero [4,5]
		Vegetación de desiertos arenosos
		Matorral espinoso tamaulipeco [4,5]
		Matorral submontano [4,5]
		Chaparral [4,5]
Pastizal	Pastizal	Pradera de alta montaña
		Pastizal natural (incluye pastizal-huizachal)
		Sabana
	Pastizal inducido	Pastizal inducido
Vegetación hidrófila	Vegetación hidrófila	Manglar
		Popal-tular
		Vegetación de galería (incluye bosque y selva)
Otros tipos de vegetación	Otros tipos de vegetación	Palmar
		Vegetación halófila y gipsófila
		Vegetación de dunas costeras
	Área sin vegetación aparente	Área sin vegetación aparente
Otras coberturas	Asentamiento humano	Asentamiento humano
	Acuacultura	Acuacultura
	Cuerpo de agua	Cuerpo de agua

1 Incluye dos categorías: con cultivos anuales o con cultivos permanentes y semipermanentes.
2 Incluye la vegetación primaria y la vegetación secundaria arbórea en una sola categoría.
3 Incluye a las comunidades con vegetación secundaria arbustiva y herbácea.
4 Se refiere a las comunidades de matorrales con vegetación primaria.
5 Incluye la vegetación secundaria derivada de la alteración de los matorrales.

Superposición espacial o cruce de mapas

Este procedimiento consistió en la manipulación geométrica-temática de las entidades geográficas de las dos series de vegetación, apoyada en las herramientas de análisis espacial del software SIG ArcInfo versión 9.3, con el fin de que el mapa resultante reflejara la fusión de la geometría de ambos productos, así como el par de atributos útiles para la identificación de los cambios de la vegetación y del uso del suelo del periodo bajo estudio.

Generalización cartográfica por área mínima cartografiable

Bajo el argumento que "las designaciones cartográficas no reflejan las particularidades y los detalles de poca importancia, propios de uno y otro objeto, sino que destacan los caracteres fundamentales" (Salitchev, 1981), este paso se llevó a cabo para resolver la atomización del mapa, generada principalmente por el efecto de borde cartográfico, seleccionando en él aquellas entidades geográficas de importancia secundaria o escasa (con superficie inferior o igual a 0,25 km^2) y asignándolas (a manera de fusión) a las entidades con las que éstas compartían mayor superficie. De esta forma se mejoró sustancialmente la calidad de la cartografía, tanto para su visualización como para su análisis estadístico.

Análisis de resultados

A partir de los atributos: área, tipo y desarrollo de vegetación de 1976 y 2007, se generó una tabla de frecuencias o de combinaciones para conocer la superficie ocupada (en km^2) para cada cambio de vegetación y uso del suelo que se presentaron durante el periodo de análisis. Con dicha información se armó una matriz de transición para reconocer los patrones del cambio de la vegetación y el uso del suelo.

TABLA 2. Conceptos utilizados en el presente trabajo.

Concepto	*Definición*
Alteración	Proceso mediante el cual se afecta la estructura y composición de un ecosistema
Cambio	Cuando ocurren cambios en la vegetación y uso del suelo que representan una modificación importante de la vegetación o el uso del suelo y pueden ser considerados como irreversibles a corto y mediano plazo
Deforestación	Proceso de pérdida o remoción de la vegetación forestal
Degradación	Proceso mediante el cual se disminuyen las capacidades, funciones, composición o estructura de un ecosistema
Pérdida	Cuando se pierde la vegetación primaria o secundaria por diversas causas y este suceso se considera como muy difícil de revertir a mediano y largo plazo
Permanencia	Cuando se mantiene el mismo tipo de vegetación y uso del suelo a través del tiempo en un lugar determinado
Recuperación	Cuando se pasa de un tipo inferior de vegetación o uso del suelo a uno superior; o cuando se pasa de agricultura, pastizal o áreas sin vegetación a algún tipo de vegetación secundaria
Reforestación	Acción de recuperar la cobertura arbórea en un sitio determinado
Revegetación	Acción de recuperar parte o toda la cobertura vegetal en un sitio específico
Sucesión secundaria	El remplazo de la biota en un área determinada subsecuente a una perturbación que tiende a interrumpir más que a destruir una comunidad biótica existente
Vegetación forestal	Vegetación en la que predominan las plantas leñosas con más de 3 metros de altura
Vegetación secundaria	Calificativo de la vegetación influida directa o indirectamente por alteraciones en la vegetación original o primaria de un ecosistema. Generalmente está asociada al proceso de sucesión secundaria

TABLA 3. Matriz de transición Serie I (1976) – Serie IV (2007). Las superficies se presentan en km².

1976		2007																														
		BCp	BCs	BLp	BLs	BCLp	BCLs	BMMp	BMMs	SPSp	SPSs	SCSp	SCSs	MEp	MEs	MAp	MAs	PNp	PNs	VHp	VHs	OTVp	OTVs	ASV	PI	PF	ARH	AGR	CA	AH	ACU	S/INF
SUPERFICIE TOTAL		54554	27200	66267	46278	83068	46419	8503	9941	38339	107530	66787	95101	24418	4316	491311	47038	81717	39073	21060	990	30246	1711	9962	188488	415	100101	221015	25276	16060	909	270
BCp	83546	48277	13261	3339	1916	2541	2381	186	209	3	50	52	100	3	0	455	22	2946	3145	3		4		5	1832	4	53	2711	16	33		
BCs	11251	718	6249	77	744	215	751	23	75	2	30	6	131			103	98	64	359	0		1		4	861		18	710	5	8		
BLp	85913	241	291	54824	14879	2898	2363	101	109	217	518	1004	1595	32		417	71	594	128	10		96		38	3474	2	99	1851	13	47		
BLs	23406	59	115	880	16078	235	564	19	46	15	68	228	646		1	135	49	104	50	1		16		16	2154	12	85	1767	11	52		
BCLp	113083	2169	2434	1811	1474	72241	23793	741	399	87	283	337	577			118	5	342	64	1		14		1	3002	2	142	3004	10	30		
BCLs	15449	158	223	93	1307	1214	9693	59	154	3	23	34	210			41	7	26	7	1		2		3	1073		40	1060	7	12		
BMMp	11885	193	81	54	27	303	203	6294	3090	329	335		2					3							395		5	567	3	1		
BMMs	6503	14	30	6	13	73	115	271	4461	7	83							3							426			998		3		
SPSp	88509	5	13	208	156	92	33	324	121	32336	41069	1710	880	3		51	9	124		814	27	50		22	7456	0	408	2134	181	265	16	
SPSs	94853	18	24	174	348	142	98	230	251	3614	53780	258	6029	5	0	24	45	312		341	27	78		26	18918	40	1697	7643	228	488	15	
SCSp	83597	38	48	1089	596	202	233	3	7	466	918	56109	14754	31	1	641	105	52	3	190	6	52		38	3793		557	3256	305	105		
SCSs	82383	38	194	565	1529	218	571		11	188	1695	3556	47025	438	2	105	546	152	0	90	10	97		40	12113		1328	10889	389	588	4	
MEp	32014	1		3	3							683	21	19176	1247	2509	422	101	47	17		167	6	33	4392	1	1361	1513	116	134	61	
MEs	4300											23	589	192	2288	77	58	26	18	1		6	0	3	350		408	157	15	88		
MAp	541526	1314	2579	1142	3100	872	2698	27	1			1060	4354	2423	193	469186	12938	4225	1550	388	11	1957	83	1167	13533	0	5569	9541	355	1239	20	
MAs	56036	21	261	137	273	46	37		8			201	7229	1305	35	6484	28421	255	391	23	3	296	24	50	2661	1	1690	5282	117	783	4	
PNp	97561	153	91	638	416	177	197		3	134	519	19	392	79	21	3700	800	67919	10547	412	31	381	18	264	2694	33	2181	4994	542	206	1	
PNs	28029	17	15	59	112	19	15					1	37	29	43	1109	1145	1149	20470	8	2	54	15	88	227		643	2615	56	103		
VHp	24069	1	0	11	2	4	0		2	437	508	60	122	142	2	304	29	319	11	16644	627	202	2	424	2060	8	834	340	850	82	39	
VHs	46																	1		32	4			9							0	
OTVp	33443	1	0	20	59	2	5	0		27	53	42	172	106	26	1343	99	871	683	371	96	24966	368	566	627		1043	751	383	162	601	
OTVs	1372												5	4	3	197	7	115	29	2		100	757	6	1		72	39	1	35		
ASV	8103	1	1			1				0	2	16	9	4	4	155	12	91	2	131	10	353	34	6506	21		135	78	311	117	108	
PI	142364	542	578	750	1975	787	1197	123	314	312	5832	792	4065	234	130	1230	467	655	374	605	48	146	1	113	94788	57	3370	20233	661	1979	4	
PF	303	3		4	1	1	0				6														15	194	34	29	2	14		
ARH	74671	14	7	8	28	17	13			7	73	25	280	85	203	403	818	193	120	90	7	452	384	54	2050	33	61889	4052	357	2987	21	
AGR	184733	559	704	376	1240	768	1458	102	678	106	1598	507	5802	117	115	2068	826	986	1055	191	47	188	19	111	9012	17	16248	134551	803	4474	8	
CA	20888	0	0		0	0	1		0	39	59	57	60	3	1	55	30	74	16	295	19	224	0	52	400	0	139	211	19082	61	7	
AH	1994				1				0		0		2			1	0	2	0	0		1		1	3	10	5	3	2	1963		
S/INF	2534		1				1	0	1	9	29	9	11	5		402	5	11		400	12	343	1	325	154		51	37	453	2	0	270

BCp bosque de coníferas primário, BCs bosque de coníferas secundário, BLp bosque de latifoliadas primário, BLs bosque de latifoliadas secundário, BCLp bosque de coníferas y latifoliadas primario, BCLs bosque de coníferas y latifoliadas secundario, BMMp bosque mesófilo de montaña primario, BMMs bosque mesófilo de montaña secundario, SPSp selva perennifolia y subperennifolia primaria, SPSs selva perennifolia y subperennifolia secundaria, SCSp selva caducifolia y subcaducifolia primaria, SCSs selva caducifolia y subcaducifolia secundaria, MEp mezquital primario, MEs mezquital secundario, MAp matorral primario, MAs matorral secundario, PNp pastizal natural primario, PNs pastizal natural secundario, VHp vegetación hidrófila primaria, VHs vegetación hidrófila secundaria, OTVp otros tipos de vegetación primaria, OTVs otros tipos de vegetación secundaria, ASV áreas sin vegetación aparente, PI pastizal inducido, PF plantaciones forestales, ARH agricultura de riego y humedad, AGR agricultura de temporal, CA cuerpos de agua, AH asentamientos humanos, ACU acuacultura, S/INF sin información. Las celdas sombreadas representan la superficie que permaneció en la misma clase durante el periodo analizado. Serie I de INEGI, Serie IV de INEGI.

Con la matriz de transición se calcularon las tasas de cambio a partir de la fórmula de FAO (FAO, 1996).

$$t = (S2 / S1)^{1/n} - 1$$

Donde:
t = Tasa de cambio
$S1$ = Superficie en la fecha 1
$S2$ = Superficie en la fecha 2
n = Número de años entre las dos fechas

Para conocer si efectivamente la superficie identificada con vegetación secundaria en la Serie IV (INEGI, 2010) es resultado de un proceso de recuperación vegetal, se realizó un análisis al nivel de polígono con esa condición de la vegetación para conocer de dónde provienen esas superficies. Para tener una mayor consistencia en el análisis, también se identificó a qué categoría pasaron, en la Serie IV, los polígonos etiquetados con vegetación secundaria en la Serie I (INEGI, 2000). En la tabla 2 se presentan los conceptos utilizados en el presente trabajo.

Resultados

En la tabla 3 se presenta la matriz de transición para el periodo analizado (1976 y 2007). Resalta la disminución en la superficie cubierta por bosques y selvas durante el periodo, así como el notable incremento de la superficie cubierta por agricultura, pastizales y asentamientos humanos.

Otro resultado notorio es que en la superficie con cobertura forestal la vegetación primaria ha disminuido, mientras que los diferentes tipos de vegetación que presentan vegetación secundaria se han incrementado. En general, en números absolutos, de 1976 a 2007 se deforestaron 16 575 924 hectáreas, lo que en promedio es una pérdida de vegetación en alrededor de 534 707 ha al año.

Durante ese mismo periodo de tiempo, 15 695 140 ha de vegetación primaria pasaron a tener una condición de vegetación secundaria, lo que en promedio representa una alteración de 506 295 ha al año de vegetación primaria. Vale la pena resaltar que la superficie cubierta con vegetación secundaria pasó de 323 627 km^2 en 1976 a 425 596 km^2 en 2007, lo que representa un incremento de casi la

TABLA 4. Tasa anual de cambio 1976-2007 por formación vegetal. Las superficies se presentan en km^2.

	1976 S I	*2007* S IV	*Diferencia* S I-S IV	*Tasa anual %* S I-S IV
Bosques	351 036,0	342 230,0	-8 806	-0,08
Selvas	349 341,7	307 757,7	-41 584	-0,41
MA y ME	633 875,7	567 082,6	-66 793	-0,36
VH y OTV	58 930,3	54 007,3	-4 923	-0,28
ASV	8 102,5	9 962,1	1 860	0,67
Agropecuario	527 357,4	630 393,1	103 036	0,58
PF	303,5	415,5	112	1,02
AH	1 993,9	16 059,6	14 066	6,96
CA	20 888,3	25 275,7	4 387	0,62
ACU	s/r	909,4	909	
S/INF	2 533,5	270,1	-2 263	
TOTAL	1 954 363	1 954 363	0	

MA matorral, ME mezquital, VH vegetación hidrófila, OTV otros tipos de vegetación, ASV áreas sin vegetación aparente, PF plantaciones forestales, AH asentamientos humanos, CA cuerpos de agua, ACU acuacultura, S/INF sin información. S I Serie I de INEGI, S IV Serie IV de INEGI.



tercera parte (31,5%) de la superficie ocupada en 1976 durante el periodo analizado.

A partir de los cambios registrados en la matriz de transición se calcularon las tasas de cambio para cada tipo de vegetación en el periodo S I - S IV (Tabla 4). Resalta la tasa de pérdida en selvas y matorrales y mezquitales, así como la tasa de incremento de asentamientos humanos, plantaciones forestales y áreas sin vegetación aparente.

Incorporamos los datos registrados por el Inventario Nacional Forestal 2000 (Palacio *et al.*, 2000 y Mas *et al.*, 2004) con la finalidad de hacer un corte intermedio en el periodo analizado y poder calcular las tasas de cambio durante los subperiodos, y de esa manera identificar si hay una diferencia en la velocidad de los cambios registrados en los subperiodos y en el periodo completo. En la tabla 5 se presentan las tasas de cambio calculadas para los subperiodos 1976-2000 y 2000-2007. En esa tabla se identifica que, efectivamente, hay un incremento en la velocidad de la pérdida de vegetación hidrófila y otros tipos de vegetación, así como de la superficie agropecuaria de 2000 a 2007, mientras que los bosques, selvas y matorrales y mezquitales presentan una desaceleración en la velocidad de la pérdida durante el mismo periodo, inclusive muestran tasas positivas. Resalta también el aumento de la velocidad de incremento de la superficie ocupada por plantaciones forestales y cuerpos de agua durante el mismo subperiodo.

En lo referente al análisis de la transición de la superficie con vegetación secundaria, se obtuvieron los siguientes resultados (Tabla 6): sesenta y cuatro por ciento de la superficie con vegetación secundaria en 1976 se mantuvo en esa misma condición en 2007. Veintiséis por ciento de la superficie con vegetación secundaria en 1976 fue deforestada para 2007 y solamente 10% de la superficie con vegetación secundaria en 1976 presentó una recuperación para 2007.

Por otro lado, analizando de dónde provenía la superficie identificada con vegetación secundaria en 2007, se

Tabla 5. Tasa anual de cambio por formación vegetal en los subperiodos 1976-2000 y 2000-2007. Las superficies se presentan en km^2.

	1976	*INF*	*2007*	*Diferencia*	*Diferencia*	*Tasa anual %*	*Tasa anual %*
	S I	2000	S IV	S I-2000	2000-S IV	S I-2000	2000-S IV
Bosques	351 036	328 271	342 230	-22 765	13 959	-0,28	0,60
Selvas	349 341	307 648	307 758	-41 694	110	-0,53	0,01
MA y ME	633 875	557 872	567 083	-76 004	9 211	-0,53	0,23
VH y OTV	58 930	74 919	54 007	15 989	-20 912	1,01	-4,57
ASV	8 102	10 195	9 962	2 092	-233	0,96	-0,33
Agropecuario	527 357	645 612	630 393	118 255	-15 219	0,85	-0,34
PF	303	226	416	-78	190	-1,23	9,12
AH	1 994	12 430	16 060	10 436	3 630	7,92	3,73
CA	20 888	10 991	25 276	-9 897	14 285	-2,64	12,63
ACU	s/r	s/r	909	s/r	909	-0,28	0,60
S/INF	2 533	s/r	270	s/r	270	-0,53	0,01
TOTAL	1 954 363	1 948 163	1 954 363				

MA matorral, ME mezquital, VH vegetación hidrófila, OTV otros tipos de vegetación, ASV áreas sin vegetación aparente, PF plantaciones forestales, AH asentamientos humanos, CA cuerpos de agua, ACU acuacultura, S/INF sin información. S I Serie I de INEGI, S IV Serie 4 de INEGI, INF inventario nacional forestal.

TABLA 6. Transición de las superficies identificadas con vegetación secundaria en Serie I (1976) y Serie IV (2007) del INEGI.

	Superficie con vegetación secundaria en 1976 (km²)	*% de la superficie total con vegetación secundaria*		*Superficie con vegetación secundaria en 2007 (km²)*	*% de la superficie total con vegetación secundaria*
Permanencia en 2007	205 848	63,6	De vegetación secundaria	212 669,7	50,0
Deforestada en 2007	83 529	25,8	De vegetación primaria alterada	150 734,5	35,4
Recuperada en 2007	34 250	10,6	De vegetación deforestada	6 211,0	1,5
			Recuperación	55 981,2	13,2
Total	323 626,8	100	Total	425 596,4	100

encontró que 50% de la misma permaneció en esa condición de la vegetación desde 1976, que 35% de la superficie representó una alteración a la vegetación primaria de 1976, que 1,5% provino de procesos de deforestación y que solamente 13% respondió a un proceso de recuperación de la vegetación.

Discusión

Los resultados del análisis para todo el periodo analizado (1976-2007) muestran que existen marcadas diferencias en la velocidad de cambio en cada tipo de vegetación, resaltando las tasas de incremento para plantaciones forestales y de decremento para selvas, así como la relativa estabilidad para los bosques. Sin embargo, es notorio que continúa la tendencia del cambio de uso de suelo forestal, en sus diferentes tipos, a usos agropecuarios, principalmente para la agricultura de temporal.

Los resultados presentados muestran que efectivamente las tasas de cambio calculadas para el periodo 1976-2007 son menores que las calculadas para los periodos 1976-2000 (Mas *et al*., 2004) y 1976-2002 (Semarnat, 2006), lo que indica que los ritmos de pérdida de vegetación forestal son más lentos.

Al hacer el análisis por subperiodos se identifica que las tasas de cambio para bosques, selvas y el agrupado de matorrales y mezquitales han pasado de ser negativas en el subperiodo 1976-2000 a positivas de 2000 a 2007. En el caso opuesto, se tiene que las tasas de cambio para las áreas sin vegetación aparente y usos agropecuarios, pasaron de ser positivas en el subperiodo 1976-2000 a negativas en 2000-2007. En el caso de los usos agropecuarios se puede especular sobre el efecto en los últimos seis años del periodo analizado de la ausencia de políticas gubernamentales que favorezcan la producción agropecuaria de los pequeños y medianos productores, además de los efectos de la migración rural, como lo señalan López *et al*. (2006), García-Barrios *et al*. (2009) y Toledo (2010). El caso de la vegetación hidrófila y otros tipos de vegetación es preocupante, tomando en cuenta que en ese grupo entran los manglares, ya que de una tasa positiva de 1% en el subperiodo 1976-2000, pasó a una tasa de pérdida anual de 4,6% en el subperiodo 2000-2007.

Por otro lado, resalta el incremento de la tasa de plantaciones forestales (en particular entre el 2002 y el 2007, según el reporte de FAO, 2010) y cuerpos de agua en el periodo 2000-2007. Este incremento contrasta con el caso de los usos agropecuarios, que se contrajo a una tasa de



0,34% anual, ya que durante ese subperiodo existieron marcadas políticas federales para la construcción de presas y el impulso a la reforestación, principalmente con un enfoque de restauración.

Otro resultado interesante fue la disminución en la velocidad del incremento de la superficie ocupada por asentamientos humanos, que para el subperiodo 2000-2007 (3,73%) disminuyó a la mitad de la tasa de incremento publicada para el subperiodo 1976-2000 (7,92%).

Comparando el análisis por subperiodos realizado en este trabajo con los realizados en estudios previos (Velázquez *et al*., 2002 y Semarnat, 2006), se identificó la tendencia en la disminución de la pérdida de vegetación forestal, inclusive con una tasa anual positiva para bosques y prácticamente en equilibrio para las selvas durante el subperiodo 2000-2007.

En cuanto al análisis de la evolución de los polígonos etiquetados con vegetación secundaria en la Serie I (1976) y la Serie IV (2007) del INEGI, no cabe duda que se ha incrementado la superficie ocupada por esa condición de la vegetación en más de 30%, y que se continúan alterando más de 500 000 ha al año en promedio. El análisis fino realizado en este trabajo ha identificado que solamente 13% de esa condición de vegetación existente en 2007 se debe a una recuperación, por lo que es completamente incorrecta la práctica de descontar a la superficie total deforestada la superficie ocupada por vegetación secundaria identificada desde la publicación de Semarnat (2006), y que se ha mantenido hasta el documento de Conafor (2012b), lo que conlleva a una subvaluación de las tasas de deforestación y la superficie total deforestada en los documentos oficiales.

Los resultados obtenidos muestran que 64% de la superficie con vegetación secundaria en 1976 se mantuvo con esa condición en 2007, lo que indica que esas áreas están sujetas a alteraciones constantes que evitan que se recupere la vegetación forestal, pero no lo suficientemente intensas para que pasen a ser áreas deforestadas. Esa situación de deforestación sobre superficies con vegetación secundaria en 1976 se dio en 26% de ellas en 2007. Además, para fortalecer el dato de que solamente 13% de la vegetación secundaria identificada en 2007 proviene de procesos de recuperación, 10% de la superficie con vegetación secundaria en 1976 se recuperó para 2007.

Con esos resultados se puede pensar que los datos correctos de la tabla 7.7 presentados por Semarnat (2006) deben ser 898 403 ha anuales deforestadas durante el periodo 1976-1993 y 505 004 ha anuales deforestadas en el periodo 1993-2002. En el caso de los datos presentados por Conafor (2012b), la cifra correcta debe ser 511 789 ha al año para el periodo 2000-2005, tomando en cuenta que sólo 13% de la superficie ocupada por bosques y selvas con vegetación secundaria se recuperó, en lugar de las 235 000 ha al año publicadas para bosques y selvas en ese periodo.

Ahora, para la cifra indicada por la Presidencia de la República en 2011 y 2012, así como en el informe del país (FAO, 2010), no hay datos derivados de estudios nacionales (el más reciente es la Serie IV de INEGI), sino que es una proyección generada a partir de las tendencias identificadas en la última década (Conafor, 2012a), pero acarreando el "error" de descontar 100% de la vegetación secundaria existente que ha sido una práctica común desde 2006.

Si se toma en cuenta el promedio anual de incremento de la superficie ocupada por la vegetación secundaria en bosques y selvas (318 148 ha) en la Serie IV de INEGI, y se asume 13% de recuperación encontrado en este trabajo, tenemos que la cifra "real" que debió informar la Presidencia de la República en 2011 y 2012, así como la FAO en su informe de México 2010 es 431 789 ha de bosques y selvas deforestadas al año.

Lo que es evidente es que la deforestación no ha disminuido, en todo caso se ha estabilizado alrededor de las 500 000 ha al año, situación que ya había sido detectada por Mas *et al.* (2009), además de que la superficie ocupada por vegetación secundaria y plantaciones forestales se ha incrementado desde el año 2000.

Conclusiones

La deforestación en México no ha disminuido, en contraste con lo que indican las cifras oficiales más recientes.

En todo caso, se ha estabilizado alrededor de 500 000 ha anuales entre 1993 y 2007.

En este trabajo se encontró para el periodo 1976-2007 una superficie anual deforestada de 534 707 ha, con una tasa anual de -0,08% para bosques, -0,41% para selvas y -0,36% para matorrales y mezquitales juntos.

La velocidad en la pérdida de la vegetación forestal en bosques y selvas ha disminuido desde el año 2000, en comparación con las tasas de cambio calculadas en periodos anteriores. Se encontró una tasa de incremento anual de 0,6% para bosques y una situación de estabilidad en las selvas, con una tasa de incremento anual de 0,01%.

El incremento de la superficie ocupada por vegetación secundaria es mayor en el periodo 2000-2007 que en periodos previos.

La evolución de los polígonos con vegetación secundaria muestra que, en promedio, 10% de la superficie con esa condición se regenera en bosques primarios.

En 2007, 13% de la superficie con vegetación secundaria es producto de procesos de recuperación de la vegetación, mientras que 50% se mantienen en esa condición desde 1976 y 35% es producto de la alteración de vegetación primaria.

Los datos oficiales publicados, de pérdida de vegetación forestal, están subvaluados, ya que descuentan 100% de la superficie ocupada por la vegetación secundaria, práctica que fue claramente detectada a partir del año 2006.

Es necesario que en los próximos informes oficiales se elimine la práctica de descontar el 100% de la superficie ocupada por la vegetación secundaria a la superficie deforestada, y que se realice un análisis de la dinámica de los polígonos identificados con vegetación secundaria para poder informar una cifra de deforestación más cercana a la realidad.

Referencias

Álvarez-Icaza, P., G. Cervera, C. Garibay, P. Gutiérrez y F. Rosete. 1993. Los umbrales del deterioro. La dimensión ambiental de un desarrollo desigual en la región purépecha. Facultad de Ciencias. UNAM. PAIR-UNAM, Friederich Ebert Stiftung. México. 274 p.

Bocco, G., M. Mendoza y O. Masera. 2001. La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. *Investigaciones Geográficas* 44:18-38.

Brooks, T.M., R.A. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann, J.F. Lamoreux, C.G. Mittermeier, J.D. Pilgrim y A.S.L. Rodrígues. 2006. Global Biodiversity Conservation priorities. *Science* 313:58-61.

CABAL, S.A. 2010. Bosques, deforestación y monitoreo de carbono: una valoración potencial de REDD+ en Mesoamérica. 89 p.

Campos, C.P., M.S. Muylaert y L. Pinguelli. 2004. Historical CO_2 emission and concentrations due to land use change of croplands and pastures by country. *Science of the Total Environment* 346:149-155.

Castillo, P.E., P. Lehtonen, M. Simula, V. Rosa y R. Escobar. 1989. Proyecciones de los principales indicadores forestales de México a largo plazo (1988-2012). Reporte interno. Subsecretaría forestal. Cooperación México-Finlandia. SARH. México.

Chikhaoui, M., F. Bonn, A.I. Bokoye y A. Merzouk. 2005. A spectral index for land degradation mapping using ASTER data: Application to a semi-arid Mediterranean catchment. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 7:140–153.

Clark, J.S. 2009. Beyond neutral science. *Trends in ecology and evolution* 24(1):8-15.

Conafor (Comisión Nacional Forestal). 2012a. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009. Zapopan, México. 173 p.

Conafor (Comisión Nacional Forestal). 2012b. Propuesta de actualización del Programa Estratégico Forestal para México 2025. Borrador interno. Zapopan, México. 142 p.

Cortez-Ortiz, A. 1990. Estudio preliminar sobre deforestación en la región fronteriza del río Usumacinta. Reporte interno. INEGI. México, D. F.

Cortina, S., P. M. Mendoza e Y. Ogneva-Himmelberger. 1999. Cambios en el uso de suelo y deforestación en el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo, México. *Investigaciones Geográficas* 38:41-56.



Cuarón O., A.D. 1991. Conservación de los primates y de sus habitats en el sur de México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Heredia. Costa Rica.

Cuevas, M.L., A. Garrido, J.L. Pérez y D.I. González. 2010. Procesos de cambio de uso de suelo y degradación de la vegetación natural. *In*: Cotler, H., coord. Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización. Semarnat, INE y Fundación G. Río Arronte I.A.P. México, D.F. p:96-103.

Dai, A. 2011. Drought under global warming: a review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 2(1):45-65.

Dirzo, R. y M.C. García. 1991. Rates of deforestation in Los Tuxtlas a Neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6:84-90.

Dunjó G., G. Pardini y M. Gispert. 2003. Land use change effects on abandoned terraced soils in a Mediterranean catchment, NE Spain. *Catena* 52:23-37.

Ehrlich, P. y A. Ehrlich. 2013. Can a collapse of global civilization be avoided? Proceedings of the Royal Society B. 280(1754):2012-2845.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1988. An interim report of on the state of forest resources in the developing countries. Forest Resource Division. Forestry Department. Roma.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1995. Forest resources 1990. FAO. Roma.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1996. Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. FAO. Roma.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1997. State of the world forest 1997. FAO, Roma.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2005. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. México. Informe nacional núm. 189. Roma. 68 p.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe Nacional México. FRA2010/132. Roma. 98 p.

García-Barrios, L., Y.M. Galván-Miyoshi, I.A. Valdivieso-Pérez, O.R. Masera, G. Bocco y J. Vandermeer. 2009. Neotropical forest conservation, agricultural intensification, and rural out-migration: The mexican experience. *Bioscience* 59(10):863-873.

Garibay, C. y G. Bocco. 2012. Cambios de uso de suelo en la meseta purépecha (1976-2005). INE-Semarnat y CIGA-UNAM. México, D.F. 124 p.

Heistermann, M., C. Müller, y K. Ronneberger. 2006. Land in sight? Achievements, deficits and potentials of continental to global scale land-use modeling. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114:141-158.

INEGI. 2000. Diccionario de datos de uso de suelo y vegetación: Escala 1:250 000 (vectorial). Serie I. DGG-INEGI. México.

INEGI. 2005. Conjunto Nacional de Uso del Suelo y Vegetación a escala 1:250 000. Serie III. DGG-INEGI. México.

INEGI. 2010. Conjunto Nacional de Uso del Suelo y Vegetación a escala 1:250 000. Serie IV. DGG-INEGI. México.

Jianchu, X., J. Fox, J.B. Vogler, Z. Peifang, F. Yongshou, Y. Lixin, Q. Jie, y S. Leisz. 2005. Land-Use and Land-Cover Change and Farmer Vulnerability in Xishuangbanna Prefecture in Southwestern China. *Environmental Management* 36(3):404-413.

Kerr, S., S. Liu, A.S.P. Pfaff y R.F. Hughes. 2003. Carbon dynamics and land-use choices: building a regional-scale multidisciplinary model. *Journal of Environmental Management* 69:25-37.

Lambin, E.F. y H. Geist, eds. 2006. Land-use and land-cover change: local processes and global impacts. Springer-Verlag. Berlin. 222 p.

López, E., G. Bocco, M. Mendoza, A. Velázquez y J.R. Aguirre. 2006. Peasant emigration and land-use change at the watershed lever: A GIS-based approach in Central Mexico. *Agricultural Systems* 90:62-78.

López, E., G. Bocco, M. Mendoza y E. Duhau. 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning* 55:271-285.

Mas, J.F., A. Velázquez y S. Couturier. 2009. La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación Ambiental* 1(1):23-39.

Mas, J.F., A. Velásquez, J. Reyes, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández y A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nation-wide multidate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5(4):249-338.

Mas, J.F., A. Velásquez, J.L. Palacio, G. Bocco, A. Peralta y J. Prado. 2002. Assessing forest resources in Mexico: wall-to-wall land use/cover mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 68(10):966-968.

Mas, J.F., V. Sorani y R. Álvarez. 1996. Elaboración de un modelo de simulación del proceso de deforestación. *Investigaciones Geográficas* núm. esp. 5:43-57.

Masera, O., M.J. Ordóñez y R. Dirzo. 1992. Emisiones de carbono a partir de la deforestación en México. *Ciencia* 43:151-153

Masera, O. 1996. Deforestación y degradación forestal en México. Documentos de trabajo núm. 19. GIRA A. C. Pátzcuaro, México. 52 p.

Milesi, C., H. Hashimoto, S.W. Running y R.R. Nemani. 2005. Climate variability, vegetation productivity and people at risk. *Global and Planetary Change* 47:221-231.

Musaoglu, N., A. Tanik y V. Kocabas. 2005. Identification of land-cover changes through image processing and associated impacts on water reservoir conditions. *Environmental Management* 35(2):220-230.

Myers, N. 1989. Deforestation rates in tropical forests and their climate implications. Friends of the Hearth, Gran Bretaña. 116 p.

Palacio-Prieto, J.L.; G. Bocco; A. Velázquez, J.F. Mas; F. Takaki-Takaki; A. Victoria; L. Luna-González; G. Gómez-Rodríguez; J. López-García; M. Palma; I. Trejo-Vázquez; A. Peralta; J. Prado-Molina; A. Rodríguez; R. Mayorga-Saucedo y F. González. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Nacional Forestal 2000. *Investigaciones Geográficas* 43:183-203.

Presidencia de la República. 2012. Quinto Informe de Ejecución del Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012. Presidencia de la República. México, D. F. 828 p.

Presidencia de la República. 2011. Cuarto Informe de Ejecución del Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012. Presidencia de la República. México, D.F. 787 p.

Repetto, R. 1988. The forests for the trees? Governement policies and the misuse of forest resources. World Resources Institute. Washington D.C., EUA.

Rosete, F. 2008. Modelos predictivos de cambio de uso del suelo en la Península de Baja. California, México. Tesis de doctorado. Facultad de Filosofía y Letras. UNAM. México. 152 p.

Rosete, F., J.L. Pérez-Damián y G. Bocco. 2008. Cambio de uso el suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. Investigaciones Geográficas 67:39-58.

Rosete, F., J.A. Ordóñez y O. Masera. 1997. Dinámica del cambio de uso del suelo y emisiones de carbono en la meseta purépecha. Reporte interno. Instituto de Ecología. UNAM. México. 25 p.

Rudel, K. T., Coomes, O. T., Moran, E., Hard, F., Angelsen, A., Xu, J., Lambin, E. 2005. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change* 15: 23–31.

Salitchev, K. 1981. Cartografía. Editorial Pueblo y Educación. La Habana, Cuba.

Sánchez, J., G. Bocco, J. Fuentes y A. Velázquez. 2003. Análisis de la cobertura y uso del terreno en el contexto de su dinámica espacio-temporal. *In*: Velázquez, A., A. Torres y G. Bocco, comp. Las enseñanzas de San Juan. Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales. INE-Semarnat. México, D.F. p:235-256.

Sánchez, S., A. Flores, I.A. Cruz-Leyva y A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. *In*: Dirzo, R., González R. e I.J. March, comp. El capital natural de México: Estado de conservación y tendencias de cambio. Volumen II. Conabio, México.

SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos). 1984. Comisión del Plan Nacional Hidráulico 1984: Desarrollo Rural Integral de la Selva Lacandona, México. SARH. México, D.F.

Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006. La Gestión Ambiental en México. Semarnat. México, D. F. México. 468 p.



Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2007. Programa sectorial de medio ambiente y recursos naturales 2007-2012. México, D.F. 172 p.

Spurr, H. y B. Barnes. 1982. Ecología forestal. AGT editores. Primera edición en español. México, D.F. 690 p.

Srivastava, S. D. 2002. The role of conservation in expanding biodiversity research. *Oikos* 98 (2):351-360.

Toledo, A. 2010. Globalización, Migración y Ambiente. INAP. México, D.F. México. 128 p.

Toledo, V.M. 1989. Bio-economic costs of transforming tropical forest to pastures in Latinoamerica. *In*: Hecht, S.,ed. Cattle ranching and tropical deforestation in Latinoamerica. Westview Press. Boulder, Colorado.

Trejo I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94(2):133-142.

Velázquez, A. 2008. La dinámica de la cubierta forestal de México. Página de la Sociedad Mexicana de Física (http://www.smf.mx/C-Global/webCubFor.htm).

Velázquez, A., J.F. Mas, G. Bocco y J.L. Palacio-Prieto. 2010. Mapping land cover changes in Mexico, 1976-2000 and applications for guiding environmental management policy. *Singapore Journal of Tropical Geography* 31:152-162.

Velázquez, A., E. Durán, I. Ramírez, J.F. Mas, G. Bocco, G. Ramírez y J.L. Palacio. 2003. Land-use cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, Mexico. *Global Environmental Change* 13:175-184.

Velázquez, A., J.F. Mas, J.R. Díaz, R. Mayorga-Saucedo, P.C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Escurra y J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62:21-37.

WRI (World Resources Institute). 1992. World Resources 1992-93. Oxford University Press. Nueva York.

WRI (World Resources Institute). 1994. World Resources 1994-95. Oxford University Press. Nueva York.

Xiao J., Y. Shen, J. Ge, R. Tateishi, C. Tang, Y. Liang y Z. Huang. 2006. Evaluating urban expansion and land use change in Shijiazhuang, China, by using GIS and remote sensing. *Landscape and Urban Planning* 75:69-80.

Manuscrito recibido el 7 de mayo de 2013.
Aceptado el 26 de septiembre de 2013.

Este documento se debe citar como:
Rosete-Vergés, F.A., J.L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E.N. Navarro-Salas, E. Salinas-Chávez y R. Remond-Noa. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques* 20:21-35.



Predicción de **precios de productos** de *Pinus* spp. con modelos ARIMA

Forecasting prices of manufactured *Pinus* spp. using ARIMA models

Diego R. Broz[1] y Valentina N. Viego[2]

1 Doctorando en Ingeniería, Universidad Nacional del Sur. Buenos Aires, Argentina. diego.broz@uns.edu.ar

2 Departamento de Economía. Universidad Nacional del Sur. vviego@criba.edu.ar

Resumen

En el noreste argentino se encuentra el polo forestal de mayor importancia del país, concentrado en las provincias de Misiones y Corrientes, siendo *Pinus* spp. L. la de mayor producción, las cuales abastecen a gran número de actividades industriales. Esto evidencia la necesidad de aplicar herramientas de gestión forestal para tomar mejores decisiones de inversión y manejo de los montes. Los modelos de gestión forestal suelen utilizar distintas técnicas, entre ellas simulación, basadas en investigación operativa, y econométricas. Generalmente, las técnicas econométricas suelen ser utilizadas para proyecciones de precios y retornos. Una clase importante de modelos con datos longitudinales es la familia de los modelos autorregresivos de media móvil, conocidos como ARIMA, por sus siglas en inglés, generalmente aplicados para describir tendencias y generar predicciones a partir de valores pasados de las series. En particular, la variación de precios forestales es una de las principales fuentes de incertidumbre en la planificación forestal. Sin embargo, es escasa aún la aplicación de técnicas y modelos de predicción en el área forestal, especialmente a nivel sudamericano. Los modelos ARIMA exhiben buen desempeño predictivo en el corto plazo, aunque pierden capacidad de pronóstico en horizontes alejados y presentan algunos otros inconvenientes. Se propone un modelo autorregresivo de media móvil (ARIMA) basado en la metodología de Box-Jenkins para predecir los precios de cuatro productos de *Pinus* spp. para el noreste argentino. Para ello se utilizan series temporales de precios correspondientes al periodo julio 2002-septiembre 2013. Los modelos propuestos predicen precios futuros con errores de predicción entre 0,9% y 1,8%.

Palabras claves: Media móvil, modelos autorregresivos, multiproducto forestal, predicción de precios.

Abstract

Northeastern Argentina is the forest area of greater importance in the country, concentrated in the provinces of Misiones and Corrientes, with *Pinus* spp. L., the species with higher production, which supplies raw materials to a large number of industrial activities. This highlights the need to implement forest management tools to make better decisions in investment and management of forests. Forest management models often use different techniques, including simulation, based on operational research, and econometric tools. Usually, the econometric techniques tend to be used for projections of prices and returns. An important class of models with longitudinal data is the family of Autoregressive moving average models, known as ARIMA, by its acronym in English, usually applied to describe trends and generate predictions from values passed from the series. In particular, the variation of prices of forest products is one of the main sources of uncertainty in forest planning. Nevertheless, the application of techniques and prediction models in the forestry area, especially at the South American region is still low. ARIMA Models exhibit good predictive short-term performance, although they lose ability to forecast in distant horizons and have some other disadvantages. Various autoregressive moving average models (ARIMA) based on Box-Jenkins methodology are proposed to predict future prices of four products for *Pinus* spp manufactured in Northeast Argentina. Estimations were carried out with time series of prices of the four products covering the period July 2002-September 2013. The proposed models predict future prices with forecast errors between 0,9% and 1,8%.

Key words: Moving average, autoregressive models, multi-forest, price forecasts.

Introducción

En el noreste argentino se encuentra el polo forestal de mayor importancia del país; en las provincias de Misiones y Corrientes se concentra más de 60% de la producción forestal nacional. En particular, Misiones dedica más de 360 mil hectáreas a la actividad forestal, siendo *Pinus* spp. L. la de mayor proporción (82%, equivalente a 302 383 ha), las cuales abastecen a 640 actividades industriales de un total de 731 que se desarrollan en la provincia (SIFIP, 2012). Lo mencionado evidencia la necesidad de aplicar herramientas de gestión forestal para tomar mejores decisiones de inversión y manejo de los montes.

Los modelos de gestión forestal suelen utilizar distintas técnicas, entre ellas simulación, basadas en investigación operativa, y econométricas (Buongiorno y Gilless, 1987; Buongiorno y Gilless, 2003). Generalmente, las técnicas econométricas suelen ser utilizadas para proyecciones de precios y retornos (Arce, 1997).

Una clase importante de modelos con datos longitudinales es la familia de los modelos autorregresivos de media móvil, conocidos como ARIMA (AR: autorregresivo; I: integrado, MA: media móvil), por sus siglas en inglés, generalmente aplicados para describir tendencias y generar predicciones a partir de valores pasados de las series (Brooks, 2008).

En particular, la variación de precios forestales es una de las principales fuentes de incertidumbre en la planificación forestal (Leskinen y Kangas, 1998). El mismo autor recalca la importancia de los precios de venta para lograr una gestión racional y el nivel de actividad de una región. La previsión acertada de precios interviene críticamente en decisiones tácticas (talar o esperar) y a la vez sirve como herramienta de transacción. Con todo, es escasa aún la aplicación de técnicas y modelos de predicción en el área forestal, especialmente a nivel sudamericano.

Las estimaciones de modelos ARIMA cuentan con algunos antecedentes en estudios de precios de productos forestales como Oliveira *et al.* (1977); Leskinen y Kangas (1998); Gong (1999) y Yin (1999), para madera aserrada y pulpa de madera; Koutroumanidis *et al.* (2009) para precios de leña en Grecia; Mei *et al.* (2010) en el caso de derechos de tala y especies aserradas en 12 regiones forestales estadounidenses. Otros trabajos los utilizan para pronosticar la demanda de madera rolliza en Venezuela (Carrero *et al.*, 2008) o evolución de la vegetación (Fernández Manso *et al.*, 2001). En América latina, el país con más aplicaciones (publicadas en revistas académicas) de esta clase de modelos es Brasil con grupos de investigación radicados en el Departamento de Ciencias Forestales de la Universidad Federal de Lavras y la Universidad de Viçosa (Coelho Junior *et al.*, 2006; Silva-Soares *et al.*, 2008; Silva-Soares *et al.*, 2010; Araujo-Cordeiro *et al.*, 2010, entre otros). En contraste, no se registran en la literatura antecedentes de aplicación de esta metodología en la temática forestal para Argentina.

Es importante aclarar que los modelos ARIMA exhiben buen desempeño predictivo en el corto plazo, aunque pierden capacidad de pronóstico en horizontes alejados. Además, presentan inconvenientes si las series involucradas han experimentado cambios estructurales en su trayectoria. Por último, la mejor especificación surgida para una especie, periodo muestral y localización no puede ser extrapolada a otras circunstancias (Brooks, 2008; Enders, 2009).

Objetivo

El objetivo del trabajo es evaluar la capacidad predictiva de los modelos ARIMA aplicados a los precios de multiproductos forestales industrializables para la zona norte de Misiones (Argentina), siguiendo la metodología de Box-Jenkins. Como objetivos específicos se pretende difundir una herramienta para la toma de decisiones del sector e ilustrar que la metodología genera resultados satisfactorios en el corto plazo sin necesidad de recurrir a modelos estructurales.

Materiales y métodos

Datos y fuentes

Las series de precios están conformadas por cuatro clases de productos clasificados por el diámetro en punta fina



(menor diámetro industrializable de un tronco o fuste, DPF) según criterio del COIFORM (Colegio de Ingenieros Forestales de Misiones, Argentina. http://www.coiform.com.ar/), siendo la primer clase, C1, de características pulpables aceptando rollos de hasta 8 cm DPF; la C2 de 18 cm a 24 cm DPF con características para aserrío fino; C3 de 25 cm a 29 cm DPF para aserrío grueso y C4 de 30 cm a 35 cm DPF para laminable. La serie utilizada pertenece a los registros del COIFORM. En la figura 1 se aprecia la evolución de la serie de precios.

Método

Se aplica la metodología propuesta por Box y Jenkins (1976), que consiste en estimar modelos autorregresivos de media móvil (ARIMA) con el fin de encontrar el mejor ajuste para datos longitudinales. Los modelos ARIMA predicen los valores futuros de la serie a partir de su comportamiento pasado, sin necesidad de identificar los factores subyacentes en los movimientos de la variable en el tiempo. Por este motivo, se les conoce como modelos no estructurales.

El caso más simple de modelos no estructurales para datos longitudinales es el proceso de media móvil. Sea u_t (con $t = 1, 2, \ldots, T$) un proceso ruido blanco, con $E(u_t) = 0$ y $var(u_t) = \sigma^2$, luego:

$$y_t = \mu + u_t + \theta_1 u_{t-1} + \theta_2 u_{t-2} + \ldots \theta_q u_{t-q}$$

$$y_t = \mu + \sum_{i=1}^{q} \theta_i u_{t-i} + u_t$$

En este caso, t es el tiempo; $E(u_t)$ es la esperanza matemática de u_t; $var(u_t)$ es la varianza constante; σ^2 es una varianza; y_t es la media móvil; μ es un parámetro perteneciente a la media móvil.

Un proceso de media móvil es una combinación lineal de procesos de ruido blanco, de modo que y_t depende de valores presentes y pasados de un término de perturbación caracterizado como ruido blanco. De este modo, $E(y_t) = \mu$.

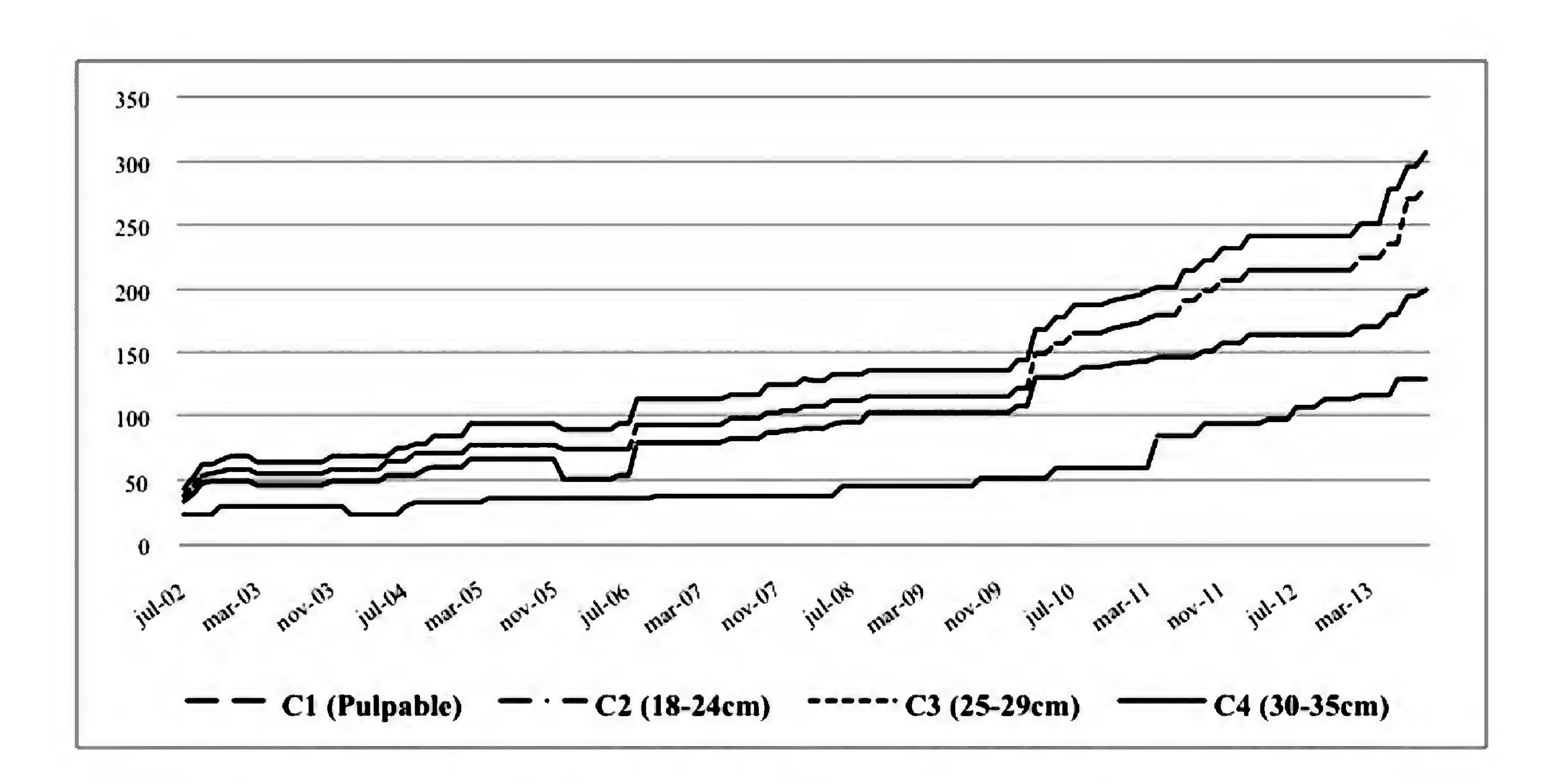


FIGURA 1. Evolución de precios ($AR) por clase de producto. Julio 2002-septiembre 2013.

En un modelo autorregresivo, *AR*, el valor presente de y depende de valores pasados de y más un término de error. Un proceso autorregresivo de orden p se expresa:

$$y_t = \mu + u_t + \phi_1 y_{t-1} + \phi_2 y_{t-2} + \ldots \phi_q y_{t-p}$$

$$y_t = \mu + \sum_{i=1}^{p} \varphi_i y_{t-i} + u_t$$

En este caso φ y ϕ son parámetros autorregresivos.

En el caso de modelos AR, una propiedad deseable es la estacionariedad de los coeficientes; de no cumplirse esta condición, el modelo provocaría que los valores previos del término de error tengan un efecto no decreciente sobre el valor de y_t a medida que pasa el tiempo, lo cual resulta contraintuitivo y en muchos casos poco factibles. La estacionariedad de un modelo AR de orden p se visualiza en raíces de la ecuación característica dentro del círculo unitario (Viego y Broz, 2012; Brooks, 2008).

De este modo, un modelo ARMA (p, q) (modelo mixto que incluye tanto términos autorregresivos, AR, como de medias móviles, MA) refiere a una serie que sigue un proceso que puede ser modelado con p términos autorregresivos y q términos de media móvil. Se debe aclarar, no obstante, que las series involucradas deben ser estacionarias; es decir, no presentar ningún tipo de tendencia en la media o su varianza. Si las series objeto de pronóstico cumplen esta condición, se dice que son integradas de orden 0, *I(0)*. Sin embargo, la mayor parte de las series económicas expresan algún tipo de tendencia que las vuelve no estacionarias. Con todo, aunque una serie pueda seguir un proceso no estacionario, es frecuente que sus diferencias sean estacionarias. Por ello, la identificación de modelos ARIMA requiere conocer el grado de integración de las series a predecir y, por ende, la cantidad de veces que debe ser diferenciada una serie hasta conseguir una progresión estacionaria. De este modo, se dice que una serie sigue un proceso ARIMA (p, r, q) donde p y q representan los términos autorregresivos y de media móvil respectivamente y r denota el grado de integración.

La metodología implica 5 grandes pasos:

a. Eliminación de tendencias en la media (conocida como tendencia determinística) y en la varianza (tendencia estocástica), con el objetivo de conseguir estacionariedad en las series involucradas. En este paso corresponde asimismo determinar si hay algún tipo de estacionalidad que deba ser modelado. Este paso es fundamental para determinar el orden de integración de la serie y, por ende, la cantidad de veces que debe ser diferenciada para obtener una secuencia estacionaria. Operativamente, esto se evalúa con la prueba de Dickey Fuller, especificada como sigue:

$$Y_t = \rho Y_{t-1} + u_t$$

Donde ρ es un coeficiente de autocorrelación; Y_{t-1} es el valor de la variable de interés en el periodo t-1 y u_t es el error o ruido blanco. La prueba consiste en evaluar si $\rho = 1$, en cuyo caso se concluye que la serie sigue un proceso de caminata aleatoria y, por ende, no estacionario. Restando Y_{t-1} a ambos lados de la expresión anterior, se obtiene que:

$$D(Y_t) = (\rho - 1)Y_{t-1} + u_t$$

Donde $D(Y_t)$ representa al término Y_t diferenciado. Si ρ=1 es equivalente a probar si $(\rho-1)=1$ en la expresión anterior. Dickey y Fuller (1979) probaron que el coeficiente que acompaña a Y_{t-1} no sigue una distribución conocida. Por este motivo, calcularon sus valores críticos. Asimismo, la prueba puede admitir distintas especificaciones, por ejemplo incluir intercepto o tendencia de tipo determinística. Dado que los valores críticos se modifican según la especificación que adopte la prueba, es importante revisar si las conclusiones que se derivan de la prueba se mantienen de una especificación a otra. Por otro lado, en un trabajo posterior, Dickey y Fuller (1981) incluyeron rezagos de la primera diferencia de Y_t en la regresión de prueba para admitir la posible existencia de autocorrelación serial. Esta variante se conoce como Dickey Fuller aumentado.

La prueba de Dickey Fuller debe ser aplicada a la serie original y, en el caso de no rechazarse la nula bajo

ninguna especificación (lo cual equivale a admitir que la serie no es estacionaria), debe probarse con la serie en primeras diferencias. El proceso secuencial sigue hasta rechazar la nula. Así, la prueba aplicada secuencialmente permite conocer el orden de integración de las series a predecir.

b. Examen de los gráficos de las funciones de autocorrelación (en adelante FAC) y autocorrelación parcial (en adelante FACP) con el fin de identificar qué componentes autorregresivos o de media móvil utilizar en la estimación del modelo. En particular, los procesos autorregresivos de orden *p* suelen exhibir una *FAC* de aspecto decreciente en forma exponencial y eventualmente algunos componentes sinusoidales. Esta función debe ser complementada con la *FACP*, que se vuelve cero a partir del rezago *p+1* en adelante. Varios paquetes estadísticos ofrecen un intervalo de confianza de 95% del valor de la *FACP* (que es aproximadamente ± $2/T^{0,5}$, donde *T* es el tamaño muestral).

Los valores de la *FAC* de un proceso *MA(q)* se vuelven nulos a partir del retardo *q+1* en adelante. En este caso, también es posible utilizar el intervalo de confianza para el valor de la *FAC*.

En la práctica, las *FAC* y de *FACP* no muestran procesos autorregresivos o de media móvil puros, sino que más bien corresponden a casos mixtos, difíciles de identificar. Por ello, este tipo de modelos implican bastante de prueba y error. Recientemente se han propuesto criterios de información (como el de Akaike, Schwartz, etc.) o el error de predicción como guía en la selección del modelo *ARIMA* más adecuado (Brockwell y Davis, 1987; Brockwell y Davis, 2002).

c. Aplicar los algoritmos de cálculo para estimar los coeficientes que mejor ajustan al modelo ARIMA especificado. Los métodos más utilizados son máxima verosimilitud o mínimos cuadrados no lineales.

d. Validación del modelo estimado a fin de verificar que cumpla con las especificaciones de un proceso estacionario univariado. En particular, los residuos deben ser independientes entre sí y tener media y varianza constantes en el tiempo (es decir, deben ser ruido blanco; esto se puede verificar con el contraste de Ljung-Box o mediante el correlograma de los residuos). Si la estimación no es adecuada, se deberá retornar al paso a.

e. Evaluación de la capacidad predictiva del modelo estimado. El error de predicción equivale a la diferencia entre el pronóstico y el valor observado en cada periodo. Dado que el error puede ser positivo o negativo, no es posible sumar los errores de predicción. Por ello, generalmente se toman sus cuadrados (error medio cuadrático,

TABLA 1. Prueba de Dickey Fuller aumentada

Especificación	*C1*	*C2*	*C3*	*C4*
Con tendencia determinística	-0,4082 (0,9864)	-1,4745 (0,8336)	-0,4594 (0,9843)	-,4552 (0,9845)
Con intercepto	1,9071 (0,9998)	,9241 (0,9956)	2,2872 (0,9999)	2,4294 (0,9999)
Sin intercepto	3,6515 (0,9999)	3,7307 (0,9999)	3,6477 (0,9999)	3,9544 (0,9999)
En primeras diferencias	-11,363 (<0,01)	-11,0161 (<0,01)	-5,4307 (<0,01)	-5,3129 (<0,01)

Nota: Error tipo I entre paréntesis

EMC) o valores absolutos (error medio absoluto, EMA). Tomados individualmente, la magnitud de ambas medidas no resulta de utilidad, sino que deben ser comparadas con las que surgen de modelos alternativos para los mismos datos y periodo muestral. El modelo con menores EMC o EMA será el de mejor capacidad predictiva (en presencia de datos atípicos es más conveniente utilizar el EMA que el EMC como criterio de evaluación de capacidad predictiva).

Es posible, además, descomponer el error de predicción, en proporción de sesgo, proporción de varianza y de covarianza. El componente de sesgo mide hasta qué punto la media de las predicciones es diferente de la media de los datos observados (es decir, si la predicción está sesgada). Análogamente, el componente de varianza mide la diferencia entre la variación de la predicción y la de los valores observados. El componente de covarianza captura cualquier parte no sistemática del error de predicción (Granger y Newbold, 1986).

La secuencia descrita fue realizada con el paquete estadístico *EViews 7.0*.

Resultados

Los resultados de la aplicación de la secuencia anteriormente descrita a las series de precios de *Pinus* spp. para el periodo jul.-2002 a sept.-2013 pueden resumirse como:

El método de eliminación de tendencias que genera series estacionarias (condición para estimar modelos ARIMA) es el de primeras diferencias. La tendencia determinística en este caso no consigue producir series de precios estacionarias. Por otra parte, dado que la evolución de los precios no muestra, durante el periodo analizado, cambios abruptos en su trayectoria, la prueba de Dickey-Fuller arroja resultados confiables como método de verificación de existencia de tendencia estocástica (de todos modos y con el fin de verificar la robustez de la prueba de Dickey Fuller, se aplicó el contraste de Phillips Perron arribando a las mismas conclusiones sobre la caracterización del nivel de integración de las series).

Se concluye, en principio, que las series de precios de las especies forestales bajo análisis son integradas de orden 1 (Tabla 1). En otros términos, los niveles originales exhiben tendencia estocástica que desaparece aplicando primeras diferencias.

El correlograma de las series en primeras diferencias (es decir, estacionarias) permite identificar algunas especificaciones posibles para la estimación de variantes ARIMA. En el caso de C1, las FAC y las FACP son significativas en los rezagos 5, 11 y 15, por lo que se estimaron distintas combinaciones de ARIMA (5,11,15; 1; 5,11,15) de la serie diferenciada. Es decir, que el modelo inicial estimado para esta variable incluyó 3 términos autorregresivos y 3

Tabla 2. Especificaciones ARIMA.

	C1	*C2*	*C3*	*C4*
Modelo inicial	ARIMA(5,11,15; 1; 5, 11,15) Sólo resulta significativo el término MA(15)	ARIMA (8,18; 1; 8,18) Sólo resulta significativo el término MA(8)	ARIMA(2;1;2) Sólo resulta significativo el término MA(2)	ARIMA (2,6; 1; 2, 4) Sólo resultan significativos los términos AR(2) y MA(4)
Mejor variante del modelo inicial*	ARIMA (5; 1; 11,15)	ARIMA(0; 1; 8, 18)	ARIMA (0;1;2)	ARIMA (2;1;4)
Residuos son ruido blanco?	sí	sí	sí	sí

* la mejor variante se define como aquella que cumple con las condiciones de estacionariedad e invertibilidad (raíces dentro del círculo unitario), con todos los parámetros del modelo significativos y con menor criterio de información.



TABLA 3. Capacidad predictiva de los modelos propuestos

	C1	*C2*	*C3*	*C4*
Especificación escogida	ARIMA(5;1; 11,15)	ARIMA(0; 1; 8, 18)	ARIMA(0; 1; 2)	ARIMA(2; 1; 4)
Error medio cuadrático	2,8729	3,6183	4,6025	4,3522
Error medio absoluto	1,2871	2,1242	2,2613	2,3141
Error medio abs, %	2,2985	2,5067	1,9187	1,7154
Coefic de desigualdad de Theil	0,0230	0,0165	0,0167	0,0138
Proporción de sesgo, %	0,0014	0,0024	0,0049	0,0045
Proporción de varianza, %	0,0144	0,0197	0,0446	0,0330
Proporción de covarianza, %	0,9842	0,9779	0,9505	0,9625

TABLA 4. Valores observados y predichos

Periodo	*C1*			*C2*			*C3*			*C4*		
	Obs.	*Pred.*	*Dif. %*	*Obs.*	*Pred.*	*Dif. %*	*Obs.*	*Pred.*	*Dif. %*	*Obs.*	*Pred.*	*Dif. %*
ene. 2013	114	113,9	0,13%	165	166,7	-1,0%	216	216,9	-0,43%	242	242,8	-0,35%
feb. 2013	118	113,4	3,87%	172	166,4	3,3%	225	216,9	3,58%	252	242,9	3,61%
mar. 2013	118	120,4	-1,99%	172	173,0	-0,6%	225	225,9	-0,42%	252	252,9	-0,34%
abr. 2013	118	118,5	-0,41%	172	173,3	-0,7%	225	228,2	-1,43%	252	255,4	-1,35%
may. 2013	118	117,7	0,28%	181	174,7	3,5%	236	225,9	4,26%	280	252,9	9,69%
jun. 2013	130	117,7	9,47%	181	182,1	-0,6%	236	236,9	-0,40%	280	282,6	-0,94%
jul. 2013	130	131,9	-1,44%	196	182,3	7,0%	272	239,7	11,86%	297	288,0	3,02%
ago. 2013	130	130,2	-0,13%	196	198,2	-1,1%	272	272,9	-0,35%	297	297,4	-0,14%
sept. 2013	130	131,7	-1,28%	200	197,4	1,3%	281	282,1	-0,38%	308	307,2	0,25%

términos de media móvil en los rezagos 5, 11 y 15, respectivamente; evaluando posteriormente variantes de esta especificación. En el caso de C2 (tomada en primeras diferencias), el correlograma muestra rezagos significativos de la *FAC* y la *FACP* en los rezagos 8 y 18, de modo que el proceso que sigue la serie se caracterizó inicialmente como un *ARIMA* (8,18;1;8,18). La serie C3 diferenciada exhibe un correlograma con valores de la FAC significativos en el retardo 2 y *FACP* con valores significativamente distintos de cero en el retardo 2. Por ello se estimó inicialmente un modelo *ARIMA* (2; 1; 2). Por su parte, el correlograma de las primeras diferencias de C4 muestra valores distintos de cero en los rezagos 2 y 4 y la *FACP* exhibe valores distintos de cero en los retardos 2 y 6. Se estimó entonces un modelo inicial de tipo *ARIMA* (2,6;1; 2,4).

Como se mencionó anteriormente, el *EMC* y el *EMA* no expresan nada por sí solos; la tabla 3 los presenta simplemente para fines expositivos. En cualquiera de los 4 modelos elegidos para predecir las series, la mayor parte del error se encuentra en la porción residual (covarianza), sin evidencias de proporciones significativas en las partes sistemáticas (sesgo y varianza). Además, los modelos propuestos tienen una mejor capacidad predictiva que los pronósticos basados en tendencias determinísticas. A juz-

gar por la figura 1, las series podrían ser igualmente pronosticadas ajustando modelos del tipo $Y_t = \beta_0 + \beta_1 t + \beta_2 t^2 + u_t$, donde t representa el factor temporal; β_i son los parámetros autorregresivos y u_t es el ruido blanco. El ajuste de este tipo de modelos comparado tiene peor desempeño predictivo que los modelos ARIMA aquí propuestos, con mayor EMC y EMA

La estimación de cada uno de los modelos *ARIMA*, excluyendo las últimas 9 observaciones de la muestra, permite observar que C1 es la serie con la menor brecha promedio entre valores predichos y observados. En términos de la magnitud de los errores de predicción le siguen los modelos *ARIMA* propuestos para C2 y C4 respectivamente, aunque cada uno registra una observación con una subestimación del precio predicho de 7% y 10%, respecto del observado. Finalmente, el proceso autorregresivo y de media móvil propuesto para C3 exhibe un desempeño predictivo globalmente satisfactorio, incluso con errores de predicción absolutos menores a los de los modelos propuestos para las otras series de precios; aunque en los periodos de saltos incrementales, evidencia cierto retraso subestimando el alza en torno al 12%.

Discusión

El rol cada vez más preponderante que el sector forestal está tomando en Argentina, desde el punto de vista económico, social y ambiental, justifica el uso de herramientas cuantitativas como soporte para la toma de decisiones. En este trabajo se propone una herramienta para la predicción de precios para multiproductos forestales (pulpable, aserrable fino, grueso y laminable) de manera que el planificador de operaciones cuente con una herramienta predictiva robusta para la confección del plan cosecha, el cual tiene un horizonte de aproximadamente 12 a 24 meses.

Los modelos autorregresivos de media móvil suponen un patrón aleatorio en los datos de la serie que se pronostica (Jarret, 1987). Este método identifica un posible modelo de una clase general de modelos a través de un proceso iterativo. Una vez que el modelo es elegido, se compara con los datos históricos. El modelo es adecuado si los residuos siguen un proceso de ruido blanco (Hanke y Reitsch, 1995). Si el modelo elegido no es el adecuado, este proceso debe repetirse hasta encontrarse un modelo satisfactorio (Jarret, 1987). Si bien es deseable realizar el pronóstico utilizando series "largas", esta sugerencia no siempre es posible debido a limitaciones en el registro de los datos.

Asimismo, tampoco existe un criterio para evaluar el mínimo de observaciones por encima de las cuales se producen estimaciones confiables. Las literatura sobre la temática evidencia una gran disparidad en tamaños muestrales. Oliveira *et al.* (1977), utiliza 144 observaciones semanales mientras que Coelho Junior *et al.* (2006), 335 observaciones, Silva-Soares *et al.* (2008), 73 observaciones, Araujo-Cordeiro *et al.* (2010), 163 observaciones, todas ellas mensuales.

Asimismo, Koutroumanidis *et al.* (2009), utilizan 42 observaciones anuales. Con base en esta apreciación, es posible postular que la amplitud muestral aquí utilizada (135 observaciones mensuales) se encuentra dentro del intervalo habitual de los estudios aplicados en la temática.

Por otro lado, la mayor parte de los modelos *ARIMA* propuestos para pronosticar precios (de cualquier clase de productos) suelen mostrar coeficientes significativos cercanos al periodo actual; es decir, términos *AR* o *MA* no superiores en general al rezago 2 o 3. En las series aquí analizadas, sin embargo, se observa que C1 y C2 contienen coeficientes significativos en los rezagos de orden 8, 11 y 15. Habitualmente esto suele ser atribuido a factores estacionales. Además, los gráficos estacionales tradicionales (que calculan la media temporal para cada mes) no muestran una marcada estacionalidad de ciclo mensual. Todo ello podría ser síntoma de la existencia de otro tipo de estacionalidad diferente a la de ciclo mensual en las series de precio de C1 y C2. La caracterización de ese tipo de estacionalidad excede el objetivo del presente trabajo y puede constituir una ruta de análisis de futuros trabajos enfocados en dinámicas de cotizaciones de variedades de madera pulpables y aserrado fino.



Conclusiones

Los modelos *ARIMA* tienen, por un lado, la ventaja de pronóstico de series basadas en sus propios valores pasados, sin necesidad de recurrir a información adicional. Si la metodología aplicada sigue las recomendaciones de la literatura metodológica, suelen producir ajustes altamente satisfactorios con bajo costo de recolección de datos. En contrapartida, este tipo de modelos exhibe un desempeño pobre en predicciones de largo plazo y en anticipación de movimientos inusuales de las series (Chu, 1978). Esto se debe a que la estimación de modelos *ARIMA* requiere series estacionarias y sin grandes saltos. Las variaciones en la dinámica temporal de las series deben ser explicadas con los denominados "fundamentos" (es decir, determinantes estructurales y de corto plazo diferentes de los valores previos de las series).

Los modelos de pronóstico propuestos lucen satisfactoriamente en el corto plazo (por ejemplo, generando predicciones a 9 meses) reafirmando lo obtenido por otros autores referidos oportunamente. Las series de precios presentan predicciones con errores estables entre 1% y 2%. Sin embargo, en algunos casos los errores de predicción de los modelos propuestos registran valores de magnitud considerable (entre 7% y 12%) en periodos en los que los precios observados experimentaron alzas incrementales. Asimismo, es posible que las series mensuales de precios de C1 y C2 contengan algún ciclo estacional no habitual que merece ser estudiado con mayor detalle.

La disponibilidad de series temporales de larga duración permite perfeccionar los pronósticos al proporcionar más información para caracterizar los procesos que describen el comportamiento de los precios. A su vez, aportarían más información para identificar con mayor precisión la existencia de ciclos estacionales específicos a ciertos productos y actividades. Por ello, resulta de suma importancia establecer políticas de registro sistemático y oportuno de precios, por su valor potencial como herramienta predictiva.

Referencias

Araujo-Cordeiro, S., N. Silva-Soares, M. Braga y M. Lopez da Silva. 2010. Previsões do preço de exportação da madeira serrada de *Pinus* no Brasil. *Scientia Forestalis* 38(36): 205-214.

Arce, J. 1997. Um sistema de programação do transporte principal de multiproductos florestais visando a minimização de costos. Tesis de Maestría. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Brasil. 98 p.

Box, G. y G. Jenkins. 1976. Time series analysis: Forecasting and control. Revised ed. Holden-Day. California. EUA. 575 p.

Brockwell, P.J. y R.A. Davis. 2002. Introduction to time series and forecasting. 2a ed. Springer, Nueva York. 469 p.

Brockwell, P.J. y R.A. Davis. 1987. Time series: Theory and methods. 2a ed. Springer. Nueva York. 519 p.

Brooks, C. 2008. Introductory econometrics for finance. 2a ed. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido. 648 p.

Buongiorno, J. y J.K. Gilless. 1987. Forest management and economics. 1a ed. Macmillan Publishing. Nueva York. 285 p.

Buongiorno, J. y J.K. Gilless. 2003. Decision methods for forest resource management. 1a ed. Academic Press. California. 439 pp.

Chu, K.Y. 1978. Short-run forecasting of commodity prices: An application of autoregressive moving average models. *IMF Staff Papers* 25(1):90-111.

Coelho Junior, L., J. Rezende, N. Calegario y M. Lopez da Silva. 2006. Análise longitudinal dos preços do carvão vegetal, no estado de Minas Gerais. *Revista Árvore* 30(3):429-438.

Dickey, D. y W. Fuller. 1981. Likelihood ratio statistics for autoregressive time series with a unit root. *Econométrica* 49(4):1057-1072.

Dickey, D. y W. Fuller. 1979. Distribution of the Estimators for Autoregressive Time Series with a Unit Root. *Journal of the American Statistical Association* 74(366):427-431.

Enders, W. 2009. Applied econometric times series. 3a ed. Wiley. Nueva Jersey. 544 p.

Fernández Manso, A., J. Delgado y C. Quintano. 2001. Predicción de evolución de la vegetación a partir de análisis de las series temporales del NDVI. Acta IX Congreso Nacional de Teledetección. Lleida, España. 114-117 p. http://www.aet.org.es/congresos/ix/Lleida22.pdf

Gong, P. 1999. Optimal harvest policy with first-order autoregressive prices process. *Journal of Forest Economics* 5(3):413-439.

Granger, C.W. y P. Newbold. 1986. Economic forecasting; Time-series analysis; Mathematical models. 2a ed. Academic Press. Orlando. EUA. 338 p.

Hanke, J. y A. Reitsch. 1995. Business forecasting. 5a ed. Prentice Hall. Boston. 605 p.

Jarret, J. 1987. Business forecasting methods. 1a ed. Blackwell Publishers. Oxford. 240 pp.

Koutroumanidis, T., K. Loannou y G. Arabatzis. 2009. Predicting fuelwood prices in Greece with the use of ARIMA models, artificial neural networks and hybrid ARIMA-ANN model. *Energy Policy* 37(9):3627-3634.

Leskinen, P. y J. Kangas. 1998. Modelling and simulation of timber prices for forest planning calculation. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13(1):469-476.

Mei, B., M. Clutter y T. Harris. 2010. Modeling and forecasting pine sawtimber stumpage prices in the US South by various time series models. *Canadian Journal of Forest Research* 40(8):1506-1516.

Oliveira, R., J. Buongiorno y A. Kmiotek. 1977. Time series forecasting models of lumber cash, futures and basis prices. *Forest Science* 23(2):268-280.

Silva-Soares, N., M. Lopez da Silva, J.L. Pereira de Rezende, J. Eustaquio de Lima y K. Adame de Carvalho. 2010. Elaboração de modelo de previsão de preço da madera de *Eucalyptus spp. Cerne* 16(1):41-52.

Silva-Soares, N., M. Lopez da Silva, J. Eustaquio de Lima y S. Araujo Cordeiro. 2008. Análise de Previsões do preço da borracha natural no Brasil. *Scientia Forestalis* 36(80):285-294.

SIFIP (Sistema de Información Foresto-Industrial Provincial). 2012. http://extension.facfor.unam.edu.ar/sifip/index.html

Viego, V. y D. Broz. 2012. Un modelo de predicción de precios forestales basados en la metodología Box-Jenkins. Acta XXVI Jornadas Técnicas Forestales de Entre Ríos, Argentina.

Yin, R.S. 1999. Forecasting short-term timber prices with univariate ARIMA models. *South Journal of Applied Forestry* 23(1):53-58.

Manuscrito recibido el 12 de abril de 2012.
Aceptado el 10 de febrero de 2014.

Este documento se debe citar como:
Broz, D.R. y V.N. Viego. 2014. Predicción de precios de productos de *Pinus* spp. con modelos ARIMA. *Madera y Bosques* 20(1):37-46.

Madera y **Bosques** vol. **20**, núm. **1 : 47-57** Primavera **2014**



Desarrollo de *Pinus pseudostrobus* bajo distintos ambientes de crecimiento en jardín común

Development of *Pinus pseudostrobus* under different environments of growth in common garden

Víctor Hugo Cambrón-Sandoval[1*], Humberto Suzán-Azpiri[1], Cuauhtémoc Sáenz-Romero C.[2] y Naúm M. Sánchez-Vargas[2]

1 Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México. hugo.cambron@gmail.com, hsuzan@uaq.mx.
* Autor de correspondencia

2 Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (IIAF-UMSNH). Morelia, Michoacán, México. csaenzromero@gmail.com, nsanchezv@yahoo.com.

Resumen

A partir de un análisis de componentes principales (ACP), se plantea la interpretación y clasificación de tres ambientes de competencia sobre el desarrollo de individuos de *P. pseudostrobus* integrando resultados previamente publicados dentro del mismo ensayo; las variables evaluadas fueron: el crecimiento (altura y diámetro a la base del tallo), producción de clorofila (cantidad de pigmentos de clorofila *a* y *b*), supervivencia, producción y distribución de biomasa total, raíz, rama, hoja y tallo, y arquitectura de crecimiento (largo de rama y altura de inserción de la primera rama) en familias de medios hermanos de *P. pseudostrobus* evaluados en un ensayo de jardín común a 10 meses de edad bajo tres ambientes de competencia. (I) baja densidad inter-familiar (0.24 × 0.12 m), (II) alta densidad inter-familiar (0.12 × 0.06 m) y (III) alta densidad intra-familiar (0.12 × 0.06 m). Se estimó que los tres componentes con mayor peso (CP) explican el 82.9% de la variación total. El componente principal de mayor varianza se interpreta como crecimiento (CP1), agrupando a las familias por ambiente de competencia; al aumentar la densidad de plantación, posteriormente, las familias se agrupan por la capacidad de supervivencia y por la plasticidad fisiológica (CP2). Finalmente, la diferencia entre los ambientes la hace la plasticidad fenotípica de las familias como respuesta al ambiente de competencia (cambios en la arquitectura) (CP3). Los resultados evidenciaron un elevado nivel de plasticidad fenotípica de *P. pseudostrobus* y se hace hincapié en la importancia de la selección de ambientes y de genotipos acordes para aumentar la adaptación y productividad en los programas de mejora.

Palabras clave: Análisis de componentes principales, competencia, estrategia de crecimiento, estrés.

Abstract

From a principal component analysis (PCA), is is proposed the interpretation and classification of three main environments competition on the development of individuals of *P. pseudostrobus* integrating previous results within the same trial. The variables were: growth (height and base diameter), chlorophyll production (chlorophyll pigments total, *a*, *b* and the ratio *a*/*b*), survival, production and distribution of dry weight biomass (total biomass of root, branch, leaf and stem) and growth architecture (length of branch insertion height and the lowest branch on the stem). All variables were measured in half-sibling families of *P. pseudostrobus* in a common garden test for 10 months-old seedlings in three competitive environments: (I) inter-family of low density (0.24 × 0.12 m), (II) inter-family of high density (0.12 × 0.06 m) and (III) intra-family with high density (0.12 × 0.06 m). The first three components (PC) explained 82.9% of the total variation. The growth was the major component (PC1), grouping families for competitive environments as PC2 with families grouped by survivability and physiological plasticity, and finally, architectural structural changes as PC3. The results showed a high level of phenotypic plasticity of *P. pseudostrobus*, and emphasize the importance of the selection of environments and genotypes consistent to enhance adaptation and productivity improvement programs.

Key words: Principal component analysis, competition, growth strategy, stress.

Introducción

En México existen diversas especies del género *Pinus* como: *P. patula, P. greggii, P. montezumae,* etc., con potencial para ser utilizadas en plantaciones forestales comerciales en ambientes diversos (Perry, 1991). Una de esas especies es *Pinus pseudostrobus* Lindl, que fuera de su ambiente natural presenta gran variación en su rendimiento y desarrollo (Ferreira *et al.*, 1972; Pires, 1987; Wright y Wessels, 1992). Diferentes estudios orientados a elevar la productividad de las plantaciones donde se ha manipulado la densidad de plantación, los nutrimentos o la cantidad de radiación solar disponible (Godin, 2000; Noland *et al.*, 2001), han demostrado que las especies despliegan diferentes estrategias en su crecimiento, modificando los patrones en la distribución de los fotosintatos y las características morfométricas comunes (Barthélémy *et al.*, 1995; Mutke *et al.*, 2005), de tal manera que adoptan su propio modelo de arquitectura en el crecimiento. Muchos de los caracteres morfológicos de los individuos se desarrollan dependiendo de las características específicas de microambiente o de las restricciones ecológicas bajo las cuales crecen (Nishimura y Suzuki, 2001; Wright y Westoby, 2001) y, por lo tanto, se modifica su arquitectura fenotípica.

El ambiente de desarrollo de los individuos puede presentar variaciones o restricciones ecológicas (Wright y Westoby, 2001), de nutrientes (Kuuluvainen, 1992), de espaciamiento (Harms *et al.*, 2000) o de tipo de competencia (Adams *et al.*, 1973; Sánchez-Vargas y Vargas-Hernández, 2007; Cambrón-Sandoval *et al.*, 2013a).

El análisis de componentes principales es una herramienta que permite entender cómo un conjunto de variables afectan las características del crecimiento (Jeffers, 1967; Liu y Keister, 1978; Real *et al.*, 1989; Tardif *et al.*, 2003), lo que permite identificar patrones de crecimiento asociados a ambientes específicos de desarrollo. El análisis de componentes principales es una técnica de reducción y de análisis de la estructura multivariada de los datos (Jolliffe, 1986) que transforma las variables originales en un pequeño conjunto de variables no correlacionadas (vectores propios o componentes principales) buscando que los primeros componentes expliquen la variabilidad de las variables originales (Jackson, 1993).

Objetivo

El presente estudio integra los resultados de trabajos anteriores en los que se evaluaron variables de crecimiento (Cambrón-Sandoval *et al.*, 2013a), fisiológicas (Cambrón-Sandoval *et al.*, 2011), de arquitectura y de asignación de biomasa (Cambrón-Sandoval *et al.*, 2013b), con el objetivo de identificar patrones de crecimiento asociados a diferentes condiciones de competencia, identificando cambios en las características cuantitativas de crecimiento, fisiológicas y de arquitectura de la planta, que pueden ser importantes desde el punto de vista económico (altura, dap, densidad, etc.), en el inicio de programas de selección de genotipos capaces de adaptarse a condiciones ambientales futuras, ya sea por acciones de mejora y/o por presiones antropogénicas.

Materiales y métodos

Establecimiento del ensayo

Para el establecimiento original del ensayo se utilizaron semillas de *P. pseudostrobus* de 13 árboles madre (familias), en lotes individuales, manteniendo su identidad por separado durante el estudio. Estas semillas fueron recolectadas en bosques naturales de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México, a una altitud entre 2 200 m y 2 900 m; (19°28’ LN, 102°11’ LO a 19°24’ LN, 102°13’ LO). Las semillas germinaron en condiciones de laboratorio, el proceso de germinación, consistió en un tratamiento pregerminativo (8 días a 5 °C), posteriormente las semillas se mantuvieron a temperatura ambiente en cajas de Petri, con riegos cada 48 h, durante 25 días y luego se trasplantaron a contenedores rígidos cooperblocks de 220 cm^3 de capacidad (dimensiones: 119 mm de alto, 55 mm de diámetro superior e inferior) con sustrato compuesto por musgo *sphagnum*, perlita expandida y vermiculita en proporción de 2:1:1 en volumen, en donde crecieron por tres meses. Después, las plántulas fueron establecidas en un ensayo de jardín común en



Morelia, Michoacán, México (ubicado a los 19° 46' 7,4" N y 101° 8' 56,6" O).

El ensayo se realizó bajo un diseño de jardín común, ya que se considera como una etapa intermedia entre vivero (en donde se tiene una limitante por el espacio del envase) y el campo (en donde los efectos de micrositio no son controlados). Para eliminar el efecto de la variación inicial, tanto en altura como en diámetro a la base dentro del ensayo, se realizó una medición cero, evaluando las plantas en altura y diámetro a la base al momento de integrarse al ensayo. Posteriormente, esta medición se utilizó como una covariable al momento del análisis. El cajón de crecimiento consistió en un cajón rectangular de 15 m de largo x 1,2 m de ancho x 0,6 m de alto, llenado con capas de 20 cm de espuma volcánica gruesa, 5 cm de tezontle, 10 cm de tierra de encinar y 20 cm de turba de musgo *sphagnum*, perlita expandida y vermiculita en proporción de 2:1:1 en volumen. Contó con un sistema de riego automatizado a través de nebulizadores ubicados cada 1,15 m de distancia, a una altura de 1,90 m, con una capacidad de riego de 125 cm^3/min. Con periodos de riego de 20 minutos cada tercer día (sólo en época de estiaje se realizaron riegos diarios).

El ensayo original se estableció bajo un diseño de parcelas divididas, con cuatro repeticiones y cuatro individuos como unidad experimental; las parcelas grandes fueron las condiciones de competencia y las chicas, las familias. Se probaron tres condiciones: *I)* baja competencia inter-familiar, con familias mezcladas, plantadas a un espaciamiento de 0,25 m × 0,12 m; este ambiente actuó como referencia de no competencia ya que permitió el libre desarrollo de las plantas en las primeras etapas de crecimiento; *II)* alta competencia inter-familiar, con familias mezcladas plantadas a 0,12 m × 0,06 m, y *III)* alta competencia intra-familiar, con familias plantadas en subparcelas unifamiliares a 0,12 m × 0,06 m. Se establecieron fajas de protección en los perímetros de cada ambiente para evitar el efecto de borde y dentro del ambiente de competencia intra-familiar (III) se establecieron sub-parcelas de 16 plantas, utilizando sólo las cuatro centrales para el análisis estadístico, ya que se encontraban rodeadas por individuos de la misma familia (Fig. 1).

Las condiciones I y II permitieron evaluar el efecto del nivel de competencia asociada a la densidad de plantación y las condiciones II y III el efecto del tipo de interacción genotípica (inter-familiar *vs*. intra-familiar).

Variables evaluadas

El presente trabajo integra resultados de estudios previos, bajo el mismo diseño de jardín común y con las mismas familias evaluadas, identificando posibles patrones de desarrollo como respuesta al ambiente de competencia. Las variables evaluadas en dichos estudios fueron: variables de crecimiento (altura y diámetro a la base del tallo) (Cambrón-Sandoval *et al*., 2013a), evaluadas cada mes durante 10 meses; cantidad de pigmentos de clorofila expresadas en clorofila total, clorofila *a*, clorofila *b* y la relación de clorofilas *a*/*b* (partes de pigmentos de clorofila *a* por clorofila *b*) (Cambrón-Sandoval *et al*., 2011) a 10 meses de establecido el ensayo; y, finalmente, la supervivencia, producción y distribución de biomasa (biomasa total, de raíz, de tallo, de hoja y de rama), se cosecharon los individuos a 11 meses de establecido el ensayo (Cambrón-Sandoval *et al*., 2013b).

Análisis de datos

Previo al análisis de los resultados se evaluó la normalidad de los datos a partir del procedimiento UNIVARIATE (normal test) de SAS (SAS, 1999). Para la variable supervivencia, en los diferentes ambientes de competencia, se realizó la transformación de los datos a partir de arcoseno para cumplir el supuesto de continuidad de los datos. Así, para evaluar el efecto del ambiente de competencia sobre la supervivencia, la producción de biomasa y arquitectura de la planta, se hizo un análisis de varianza (ANOVA) explorando las posibles diferencias entre las familias, con el procedimiento MIXED de SAS (1999), mediante el siguiente modelo, donde el factor *C* se consideró efecto fijo:

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + C_j + BC_{ij} + F_k + CF_{jk} + BCF_{ijk} + e_{ijkl}$$

Donde: Y_{ijkl} es el valor observado del *l*-ésimo individuo en la *k*-ésima familia, en el *j*-ésimo ambiente de competencia

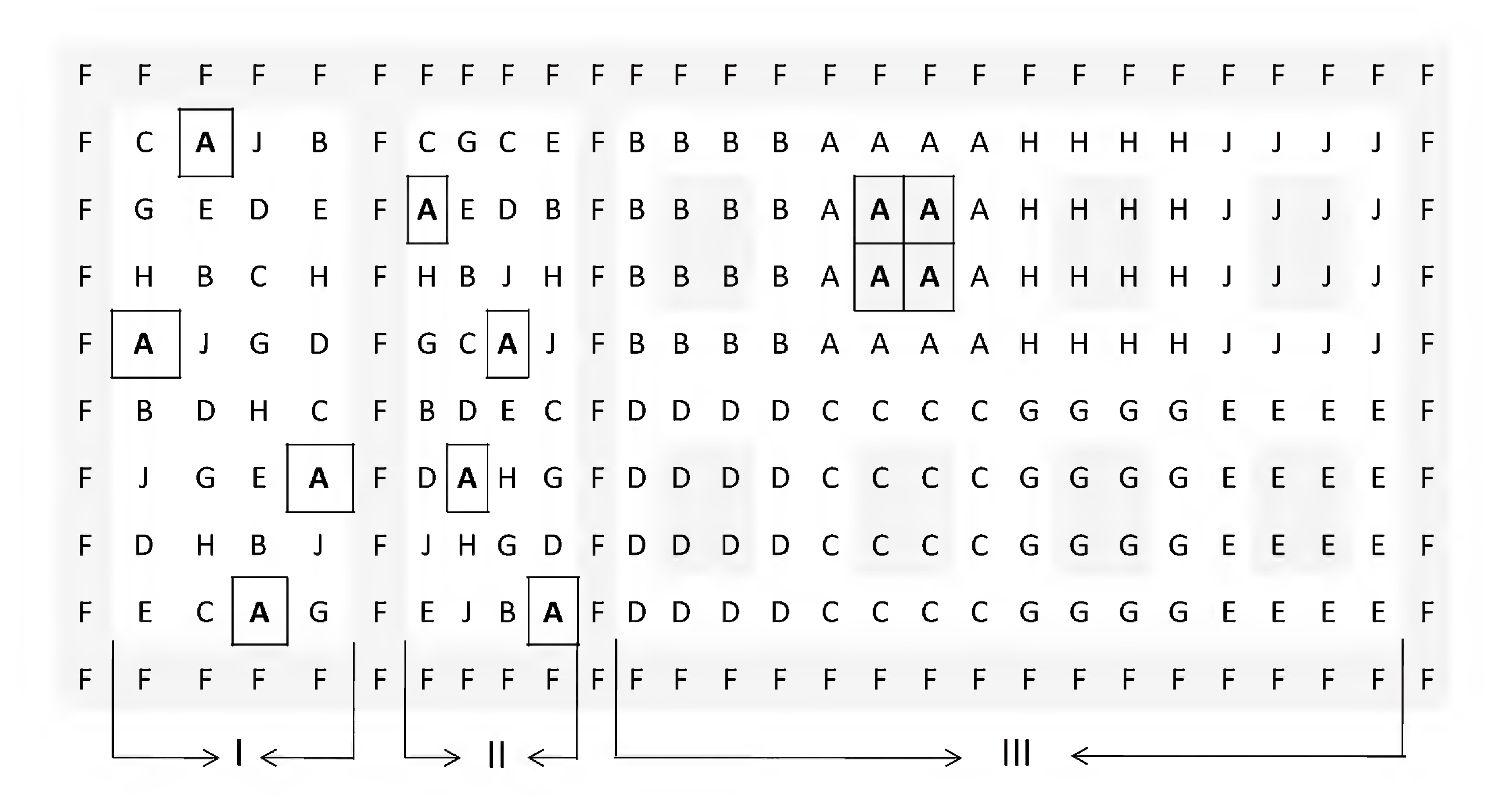


FIGURA 1. Ensayo de jardín común, bajo un diseño de parcelas divididas de *Pinus pseudostrobus* Lindl. (ambiente I, ambiente II y ambiente III).

en el *i*-ésimo bloque; μ es el valor promedio de la población; B_i es el efecto del *i*-ésimo bloque; C_j es el efecto fijo del *j*-ésimo ambiente de competencia; BC_{ij} es el efecto de la interacción del *i*-ésimo bloque con el *j*-ésimo ambiente de competencia (error de la parcela grande); F_k es el efecto aleatorio de la *k*-ésima familia [$(F_k) = 0$; Var $(F_k) = {}^2_f$]; CF_{jk} es el efecto de la interacción del *j*-ésimo ambiente de competencia con la *k*-ésima familia [$(CF_{jk}) = 0$; Var $(CF_{jk}) = \sigma^2_{cf}$]; BCF_{ijk} es la interacción del *i*-ésimo bloque con la *k*-ésima familia en el *j*-ésimo ambiente de competencia [$(BCF_{ijk}) = 0$; Var $(BCF_{ijk}) = \sigma^2_{bcf}$] (error de la parcela chica); y e_{ijkl} es el error dentro de parcela [$(e_{ijkl}) = 0$; Var $(e_{ijkl}) = \sigma^2_e$].

El grado de asociación del ambiente de competencia con las variables que determinan el desarrollo de los individuos, se estimó a partir de un análisis de componentes principales (CP), a través del procedimiento PRINCOMP STD de SAS (1999), identificando patrones de crecimiento como efecto del ambiente de competencia en donde se desarrollaron los individuos, se seleccionó el CP de tipo R (en función de los coeficientes de correlación), ya que éste permite trabajar con variables que presentan magnitud y unidades de medidas diferentes (Pla, 1986). Previo al análisis final, se eliminaron variables como: altura, clorofila total, clorofila *a*, clorofila *b* y biomasa total, por presentar elevados valores de correlación ($r^2 > 0,85$), esto bajo el criterio de Kaiser (1958) y Jackson (1993). Así, las variables candidatas al análisis de componentes principales fueron: diámetro a la base del tallo, largo de rama, altura de inserción de la rama más baja en el tallo, relación de pigmentos de clorofila *a*/*b*, biomasa de raíz, de hoja, tallo y rama.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto del ambiente de competencia

En general, los resultados de las variables evaluadas evidenciaron que el factor de mayor impacto en el ensayo fue



la reducción del espacio, con los valores más elevados en todas las variables dentro del ambiente de libre crecimiento (I) (Tabla 1). Lo anterior excepto en la clorofila *b*, donde, el ambiente de competencia III expresó el mayor incremento (Tabla 1), además de la altura de inserción de la rama más baja en el tallo, en donde las condiciones de alta densidad (II y III) insertaron las ramas iniciales cerca de la parte apical del tallo, estimando diferencias significativas (P ≤ 0,05) entre condiciones de competencia.

Análisis de componentes principales

A partir del análisis integrador de componentes principales, se transformaron las variables originales en un pequeño conjunto de variables, donde los tres primeros componentes principales en el análisis general (CP1= Crecimiento, CP2= Supervivencia y fisiología y CP3= Arquitectura) explican 82,9% del total de la variación observada. Los vectores característicos de las variables consideradas como de "crecimiento" (diámetro a la base del tallo, biomasa de tallo, hoja y rama) contribuyeron de manera muy semejante al primer componente principal (CP1) (Tabla 2). Para el caso del segundo de los componentes (CP2), las variables que determinan parte de la arquitectura en el crecimiento (altura de inserción de la primera rama en el tallo), además de la supervivencia y el ajuste fisiológico a partir del cociente entre la cantidad de pigmentos de clorofilas *a* y *b* (partes de pigmentos de clorofila *a* por clorofila *b*), aportan los valores más elevados, siendo la supervivencia la de mayor aportación, por lo cual el componente se denominó "supervivencia". Finalmente para el tercer componente (CP3) el vector de mayor aporte fue el largo de rama, variable que determina la arquitectura

TABLA 1. Promedios por ambiente de competencia en variables de crecimiento, fisiológicas, supervivencia, biomasa en peso seco y arquitectura de plantas de *Pinus pseudostrobus* de 12 meses de edad.

Variable	*Ambiente de competencia*					
	I		*II*		*III*	
Altura (cm)	61,40	a	48,40	b	47,60	b
Diámetro a la base del tallo (cm)	11,48	a	8,08	b	7,54	b
Clorofila total (g m^{-2})	0,5927	a	0,5274	b	0,5262	b
Clorofila a (g m^{-2})	0,4956	a	0,4267	b	0,3758	b
Clorofila b (g m^{-2})	0,0951	b	0,0907	b	0,1003	a
Relación de clorofilas a/b	5,20	a	4,10	b	3,40	c
Supervivencia (%)	97,24	a	75,18	b	72,88	b
Biomasa total (g)	91,24	a	44,15	b	43,63	b
Biomasa de raíz (g)	22,04	a	15,28	b	15,98	b
Biomasa de hojas (g)	40,89	a	16,06	b	16,28	b
Biomasa de tallo (g)	23,60	a	11,73	b	9,19	b
Biomasa de ramas (g)	4,71	a	1,07	b	2,18	b
Longitud de rama (cm)	15,77	a	7,75	c	9,07	b
Altura de inserción de rama (cm)	12,68	c	36,35	a	25,31	b

I = Baja densidad inter-familiar; II= Alta densidad inter-familiar; III= Alta densidad intra-familiar. †Valores promedio en una misma fila seguidos de letras diferentes representan diferencias significativas (Tukey, P<0,05) entre ambientes de competencia.

del crecimiento, denominando el tercer componente como "arquitectura" (Tabla 2).

El componente principal uno (CP1), lo integran principalmente variables que explican el crecimiento en los individuos. Se evidenció una agrupación de los individuos con los mayores promedios de crecimiento, correspondiendo en su totalidad a familias que se desarrollaron dentro del ambiente de libre competencia (I) (Fig. 1). En contraparte, en las condiciones de mayor densidad de plantación (II y III), los individuos presentaron desarrollos menores, reflejando diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre densidades de plantación (I *vs* II y I *vs* III), pero no entre condiciones de competencia inter e intra-familiar (II *vs* III) (Cambrón-Sandoval *et al.*, 2013a).

Para el componente principal dos (CP2), los vectores que determinan el peso son: la supervivencia, valor que se reduce entre densidades de plantación (I *vs* II y I *vs* III) (Tabla 1), y la altura de inserción de la rama más baja en el tallo, observando diferentes comportamientos entre condiciones de competencia, modificando la arquitectura de los individuos, dentro de las condiciones de mayor densidad (II y III), donde la rama más baja en el tallo se presentó cerca de la parte apical del árbol. En contra parte, dentro del ambiente de baja densidad (I), la rama se insertó cerca de la base del tallo (Tabla 1). Finalmente, la cantidad de pigmentos de clorofila *a* por pigmentos de clorofila *b* (relación de clorofilas *a/b*), expresaron diferencias significativas entre condiciones de competencia ($P \leq 0,05$), evidenciando una agrupación de las familias por ambiente de competencia (Fig. 2), especialmente, dentro del ambiente de alta densidad intra-familiar (III), condición en donde los individuos evidenciaron mayor nivel de estrés fisiológico, en relación con las condiciones de competencia inter-familiares (I y II) (Cambrón-Sandoval *et al.*, 2011).

En *Pinus pinea* L. se han observado cambios fisiológicos y su repercusión en el crecimiento de los individuos como respuesta a modificaciones del ambiente de desarrollo (Sánchez-Gómez *et al.*, 2011), en donde, el análisis de componentes principales agrupó las familias de acuerdo con la cantidad de clorofila y con el incremento del creci-

TABLA 2. Autovalores y vectores característicos del análisis de componentes principales de *Pinus pseudostrobus* bajo distintos ambientes de competencia y aportaciones a la variación total por componente (Los valores en las casillas de las variables son los coeficientes del eigenvector).

Variable	*CP1*	*CP2*	*CP3*
Autovalor	**5,669**	1,024	0,772
Aportación a la varianza total	**63,0%**	11,4%	8,5%
Diámetro a la base	**0,3944**	0,1926	-0,0218
Biomasa de raíz	**0,3438**	-0,1485	-0,1835
Biomasa de hoja	**0,4033**	-0,0188	-0,1083
Biomasa de tallo	0,3854	0,1017	-0,1426
Biomasa de rama	0,3384	-0,3046	0,1306
Largo de rama	0,2410	-0,3402	**0,7623**
Altura de inserción de rama	-0,2737	**0,5057**	0,2996
Relación de clorofilas *a/b*	0,3283	**0,4051**	-0,2454
Supervivencia	0,2440	**0,5492**	0,4305

CP1= Componente principal 1, CP2= Componente principal 2 y CP3= Componente principal 3
Nota: Mayores aportaciones dentro del componente principal se resaltan en negritas.



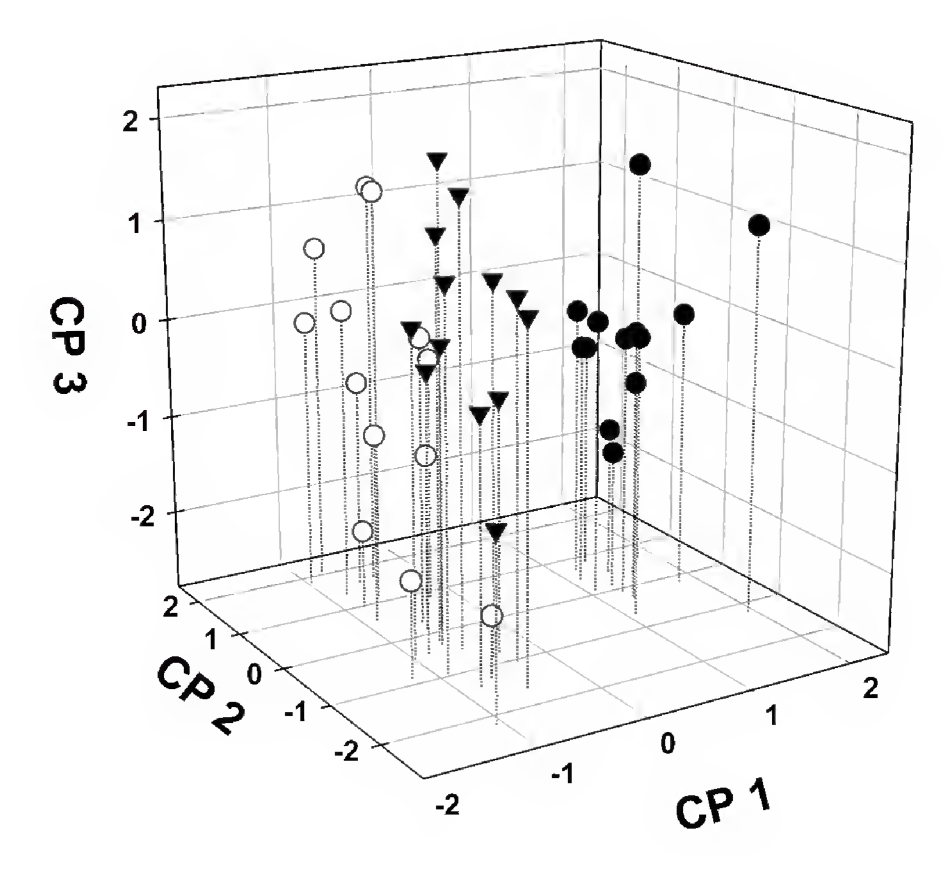


FIGURA 2. Componentes principales: (CP1) componente de crecimiento, (CP2) componente de supervivencia y (CP3) componente de arquitectura, en *P. pseudostrobus*, bajo distintas condiciones de competencia. Donde: ● = Baja densidad inter-familiar, ○ =Alta densidad inter-familiar y ▼ = Alta densidad intra-familiar.

miento explicando 55,0% de la variación total bajo diferentes índices de aridez, dentro de una cámara de crecimiento. Cuando los individuos crecían con un nivel de estrés superior (mayor índice de aridez), presentaban menor cantidad de pigmentos de clorofila por unidad de superficie (-32,5%) y el crecimiento era inferior (-41,8%) en relación a individuos que se desarrollan bajo menor estrés (índice de aridez menor). Un efecto similar se estimó con *Pinus pinaster* Ait., en el cual los individuos sometidos a un nivel de sombreo mayor (146 arboles ha^{-1}) (como efecto de una alta densidad de población) presentan un desarrollo en altura inferior y menor cantidad de pigmentos de clorofila por unidad de superficie, en comparación con individuos establecidos en ambientes de baja densidad de población (56 arboles ha^{-1}), agrupándose dentro del análisis, en individuos tolerantes e intolerantes a la sombra y con diferencias en el crecimiento (Rodríguez-García *et al.*, 2011). Estos resultados son altamente similares a los obtenidos en el presente estudio, en donde se obtuvieron patrones de agrupación de las familias de acuerdo con el ambiente de competencia en donde se desarrollaron. Por lo tanto, la relación de la cantidad de pigmentos de clorofilas *a*/*b* fueron modificados y se identificaron dos grupos en el análisis de componentes principales, explicando una escala de nivel de estrés de los individuos dentro del ensayo. El ambiente I representaría el menor nivel de estrés, el ambiente II el nivel intermedio y el ambiente de competencia III el nivel máximo de estrés. Se considera el máximo nivel de estrés por presentar características de espacio reducido para el crecimiento y estar rodeado por individuos genéticamente similares (similitud de respuesta al ambiente).

Dentro del componente principal tres (CP3), el largo de rama fue el vector de mayor aporte (Tabla 2). Se observaron ramas de mayor longitud dentro del ambiente de baja densidad inter-familiar (I), con diferencias significativas (P = 0,05) tanto entre densidades de plantación (I *vs.* II y I *vs.* III) (Tabla 1) como entre condiciones de plantación (II *vs.* III), con los menores promedios de longitud de ramas dentro del ambiente de alta densidad inter-familiar (II). Sin embargo, dentro del análisis de componentes principales no se reflejó una agrupación por ambiente de competencia (Fig. 2).

En estudios en donde se analiza la conformación de la arquitectura del crecimiento como respuesta al medio ambiente, se ha observado que la densidad de plantación puede modificar la arquitectura en el desarrollo de los individuos. Harms *et al.* (1994) estimó, en *Pinus taeda* L. bajo condiciones de campo, que individuos que crecieron en condiciones de mayor densidad (1,8 m × 1,8 m), presentaron un menor crecimiento y el largo promedio de sus ramas fue inferior, en comparación con individuos que crecieron en ambientes con una menor densidad de plantación (3,7 m × 3,7 m). De la misma forma Mutke *et al.* (2005), en estudios con injertos de *Pinus pinea* y *Pinus taeda*, observaron que la conformación de la copa (largo de ramas y altura de copa) es modificada en individuos que son sometidos a un estrés excesivo, expresado por condiciones de suelos pobres y alta densidad en la población; indicando que los injertos que crecen en ambientes de alta densidad de plantación y en suelos carentes de

nutrientes, el promedio del largo de ramas y la altura de la copa se reduce, en comparación con los injertos que crecen en ambientes de baja densidad de plantación y en suelos con calidad de nutrimentos aceptable. Estos resultados, reflejan similitud al presente estudio en la conformación de la arquitectura del crecimiento como efecto del ambiente de competencia, ya que las familias de *P. pseudostrobus* evaluadas presentan diferencias significativas en el largo promedio de la rama (P ≤ 0,05) entre todas las condiciones de competencia.

Estrategias de las familias dentro de los diversos ambientes de competencia

Dentro de cada ambiente de competencia específico, el porcentaje de aportación a la variación total de cada vector fue diferente, es decir, la importancia de las variables cambió de acuerdo con el ambiente de competencia. Dentro del ambiente de libre desarrollo (I), los primeros tres componentes explican 71,9% del total de la variación observada, en donde el CP1 explica 35,5% de la variación observada. Los vectores de mayor aportación son: el diámetro a la base, la biomasa de tallo, hojas y ramas y la relación de la cantidad de pigmentos de clorofila (relación de clorofilas *a*/*b*), es decir, variables de crecimiento (Tabla 3), evidenciando el crecimiento inicial como estrategia principal dentro de este ambiente de competencia (I), posteriormente, para el CP2 con 19,1% del total de la variación, las variables que determinan la arquitectura como: el largo de ramas, la altura de inserción de la rama en el tallo y la biomasa de raíz son las de mayor aportación (Tabla 3); finalmente el CP3, que explica 17,3% la variable de mayor aportación fue la supervivencia (Tabla 3). Por lo anterior, es posible identificar como estrategia de crecimiento dentro un ambiente de libre desarrollo (ambiente I), el crecer libremente, para posteriormente, cuando los espacios se reducen, los individuos modifican su arquitectura de desarrollo, aumentando la supervivencia de las familias.

Dentro del ambiente de alta densidad inter-familiar (II), los primeros tres componentes explican 77,7% del total de la variación en dicho ambiente. El CP1 explica 32,1% de la variación y los principales vectores de mayor aportación son: altura de inserción de la rama en el tallo, la relación en la cantidad de pigmentos de clorofilas *a*/*b*, la supervivencia y el largo de rama (Tabla 3). Dentro del CP2 los vectores de mayor aportación fueron la producción de biomasa de hoja, tallo y rama, los cuales explican 27,4% de la variación observada (Tabla 3). Finalmente, en el CP3 los vectores de mayor aportación son la biomasa de raíz y el diámetro a la base del tallo, con 18,2% de la variación (Tabla 3). La estrategia de desarrollo de las familias dentro de un ambiente de alta densidad inter-familiar, se basa en la producción de ramas de mayor longitud cerca de la parte apical de la planta, oprimiendo a sus vecinos contiguos. Esto, a su vez, le permite realizar el proceso fotosintético con mayor eficiencia (mayora cantidad de luz solar), aumentando la supervivencia de las familias. Posteriormente, se produce biomasa aérea (tallo, hojas y ramas), aumentando el crecimiento de la planta. Finalmente, aumenta el diámetro del individuo y mejora su sistema de anclaje (sistema radicular).

Para el ambiente de alta densidad intra-familiar (III), los primeros tres componentes explican 72,8% del total de la variación observada en este ambiente de competencia, en donde el CP1 explica 41,2% y los vectores que más aportan son: el diámetro a la base del tallo, la biomasa de hojas, tallo y ramas, además de la relación de los pigmentos de clorofila a/b y la altura de inserción de la rama en el tallo (Tabla 3). Para el CP2, los vectores con una aportación mayor fueron: biomasa de raíz y supervivencia, los cuales explican 18,2% de la variación observada (Tabla 3). Para el CP3, que explica 13,4%, el vector que más aportó fue: largo de la rama (Tabla 3). En este ambiente de competencia, las familias adoptan estrategia de crecimiento; crecer con rapidez, producir ramas cerca de la parte apical del tallo, lo cual aumenta la capacidad fotosintética. Posteriormente, cuando los espacios en la parte aérea se reducen, la producción de un sistema radicular más amplio es esencial, lo cual aumenta la supervivencia de las familias. Finalmente, al aumentar el largo de la rama se busca aumentar el espacio vital de la planta.



En el presente estudio se determinaron cambios específicos en las familias evaluadas, asociados a un ambiente de competencia, en variables que demuestran el crecimiento, la arquitectura y fisiología básica de los individuos. Las familias presentaron una reducción del crecimiento promedio, menor relación de la cantidad de pigmentos de clorofilas *a/b* y cambios en la conformación de la arquitectura, finalizando en una menor supervivencia al aumentar la densidad de plantación. Sin embargo, el ambiente de competencia intra-familiar (III), proporcionó un patrón de crecimiento singular, en donde las familias reaccionaron modificando la asignación de biomasa en estructuras como raíz y rama, la relación de la cantidad de pigmentos de clorofilas *a/b* y el largo promedio de ramas disminuyó. Las variables se agruparon mediante una escala de estrés dentro del ensayo hacia las familias por condición de competencia con cambios en arquitectura y fisiología básica. En conjunto, los resultados demuestran una elevada plasticidad fenotípica de *Pinus pseudostrobus* Lindl., cuando se somete a condiciones de alta densidad y a condiciones de competencia intra-familiar.

Los resultados obtenidos determinaron que el ambiente de desarrollo condiciona el éxito adaptativo de ciertos genotipos. También fue posible observar que algunos genotipos tienen la capacidad de modificar parte de su arquitectura y funciones fisiológicas aumentando sus posibilidades de éxito en ambientes adversos. Sin embargo, para enriquecer los resultados obtenidos dentro del presente estudio, es recomendable analizar la respuesta de las familias bajo diferentes ambientes de competencia, tanto de densidad como de tipo de competencia en etapas de campo, y así poder correlacionar ambas etapas, proponiendo la selección temprana de los mejores genotipos (familias) dentro de los diversos ambientes de competencia con el propósito de reducir los tiempos y costos en la evaluación y mantenimiento de los ensayos.

Tabla 3. Autovalores y vectores característicos del análisis de Componentes Principales de *P. pseudostrobus* por ambiente de competencia y aportaciones a la variación total por componente.

Variable	*Ambiente de competencia*								
	Ambiente I			*Ambiente II*			*Ambiente III*		
	CP1	*CP2*	*CP 3*	*CP1*	*CP2*	*CP3*	*CP1*	*CP2*	*CP3*
Autovalor	3,1908	1,6881	1,5420	2,8502	2,4614	1,6220	3,7101	1,6397	1,2093
Aportación a la varianza total	35,5%	19,1%	17,3%	32,1%	27,4%	18,2%	41,2%	18,2%	13,4%
Diámetro a la base	**0,4217**	0,2023	0,3319	0,3041	0,2039	**0,5859**	**0,4262**	0,0082	-0,0304
Biomasa de raíz	-0,1245	**0,3911**	0,3611	-0,1435	-0,1791	**0,6550**	-0,1344	**0,5193**	0,0766
Biomasa de hoja	**0,4624**	-0,3037	-0,0161	-0,0371	**0,5981**	0,1369	**0,3568**	0,2771	-0,5004
Biomasa de tallo	**0,4664**	-0,0647	0,1844	-0,0772	**0,5614**	0,0994	**0,4364**	0,1140	-0,2522
Biomasa de rama	**0,4350**	0,0770	-0,2140	-0,2226	**0,4643**	-0,2485	**0,3420**	-0,3251	-0,2867
Largo de rama	-0,0369	**0,4611**	-0,5018	**0,3393**	0,1865	-0,1260	0,2207	0,3278	**0,5535**
Altura de inserción de rama	0,1010	**0,6609**	-0,0727	**0,5367**	-0,0056	0,1508	**0,3210**	0,2887	0,2323
Relación de clorofilas *a/b*	**-0,3828**	-0,1909	-0,0427	**0,4398**	-0,0102	-0,3079	**0,4250**	-0,0720	0,3641
Supervivencia	-0,1665	0,1333	**0,6483**	**0,4829**	0,0526	-0,0609	0,1815	**-0,5819**	0,3223

Nota: CP 1= Componente principal 1, CP 2= Componente principal 2 y CP 3= Componente principal 3;
Nota: Mayores aportaciones dentro del componente principal se resaltan en negritas.

Conclusiones

La reducción del espacio fue lo que más influyó entre tratamientos en las variables evaluadas.

El crecimiento y el ajuste fisiológico en la relación de la cantidad de pigmentos de clorofilas *a*/*b*, fueron la evidencia más clara en la agrupación de los ambientes de competencia.

Se observaron distintos patrones en el desarrollo de las familias dentro de los diversos ambientes de desarrollo, con los cambios más drásticos dentro de un ambiente de alta densidad intra-familiar, representando un ambiente de mayor estrés para las familias evaluadas.

Se observó un elevado nivel de plasticidad fenotípica en las familias evaluadas, expresado en cambios en la arquitectura, supervivencia y ajuste fisiológico.

Reconocimientos

Este proyecto fue financiado con fondos del proyecto de Fondos Mixtos Conacyt-Gobierno del Estado de Michoacán clave 63532 y con beca-Conacyt para el primer autor. Escritura y correcciones con proyecto de estancia posdoctoral Conacyt para el primer autor.

Referencias

Adams, W.T., J.H. Roberts y B.J. Zobel. 1973. Intergenotypic interactions among families of Loblolly Pine (*Pinus taeda* L.). *Theoretical and Applied Genetics* 43:319-322.

Barthélémy, D., F.Blaise, T. Fourcaud, y E. Nicolini. 1995. Modelisation et simulation de l´architecture des arbres: Bilan et perspectives, *Revue Forestière Française* XLVII:71-96.

Cambrón-Sandoval, V.H., M.L. España-Boquera, N. Sánchez-Vargas, C. Sáenz-Romero, J.J. Vargas-Hernández e Y. Herrerías-Diego. 2011. Producción de clorofila en *Pinus pseudostrobus* en etapas juveniles bajo diferentes ambientes de desarrollo. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17(2):253-260.

Cambrón-Sandoval, V.H., N. Sánchez-Vargas, C. Sáenz-Romero, J.J. Vargas-Hernández, M.L. España-Boquera e Y. Herrerías-Diego. 2013a. Genetic growth parameters in *Pinus pseudostrobus* families under different competitive environments. *New Forests* 44:219-232.

Cambrón-Sandoval, V.H., H. Suzán-Azpiri, J.J. Vargas-Hernández, N. Sánchez-Vargas y C. Sáenz-Romero. 2013b. Strategies for growth and distribution of biomass in *Pinus pseudostrobus* under different conditions of competition. *Revista Fitotecnia Mexicana* 36 (1):71-79.

Ferreira, M., H.T.Z. Couto y J. Mascarenhas S. 1972. The introduction of Mexican pines into the region of Poços de Caldas. *IPEF Piracicaba* 4:95-109.

Godin, C., 2000. Representing and encoding plant architecture: A review. *Annals of Forest Science* 57:413-438.

Harms, R.W., D.C. Whitesell y S.D. DeBell. 2000. Growth and development of loblolly pine in a spacing trial planted in Hawaii. *Forest Ecology and Management* 126:13-24.

Harms, W.R., D.S. DeBell y C.D. Whitesell. 1994. Stand and tree characteristics and stockability in *Pinus taeda* plantations in Hawaii and South Carolina. *Canadian Journal of Forest Research* 24:511-521.

Jackson, D.A. 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74:2204-2214.

Jeffers, J.N., 1967. Two Case Studies in the Application of Principal Component Analysis. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 16(3):225-236.

Jolliffe, I.T. 1986. Principal component analysis. Springer-Verlag. Nueva York, 271 p.

Kaiser, H.F. 1958. The Varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika* 23:187-200.

Kuuluvainen, T., 1992. Tree architectures adapted to efficient light utilization: is there a basis for latitudinal gradients?. *Oikos* 65:275-284.

Liu, C.J. y T.D. Keister. 1978. Southern pine stem form defined through principal component analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 8:188-197.

Mutke, S., R. Sievänen, E. Nikinmaa, J. Perttunen y L. Gil. 2005. Crown architecture of grafted Stone pine (*Pinus pinea* L.): shoot growth and bud differentiation. *Trees - Structure and Function* 19(1):15-25.

Nishimura, T.B. y E. Suzuki. 2001. Allometric differentiation among tropical tree seedlings in heath and peatswamp forests. *Journal of Tropical Ecology* 17:667-681.



Noland, T.L., G.H. Mohammed y R.G. Wagner. 2001. Morphological characteristics associated with tolerance to competition from herbaceous vegetation for seedlings of jack pine, black spruce and white pine. *New Forests* 21:199-215.

Perry, J.P., 1991. The pines of Mexico and Central America. Timber Press. Portland, Oregon, EUA. 231.

Pires, C., 1987. Complexo de *Pinus pseudostrobus* em Campos do Jordão e Itararé. *In*: Simposio sobre silvicultura y mejoramiento genético de especies forestales. *Centro de Investigaciones y Experiencias Forestales* 5:150-61.

Pla, L. 1986. Análisis Multivariado: Método de Componentes Principales. Instituto Interamericano de Estadística. Sec. General de la OEA Washington, D.C.89 p.

Real, P.L., J. A. Moore y J.D. Newberry. 1989. Principal components analysis of tree stem profiles. *Canadian Journal of Forest Research* 19:1538-1542.

Rodríguez-García, E., F. Bravo y T. Spies. 2011. Effects of overstorey canopy, plant–plant interactions and soil properties on Mediterranean maritime pine seedling dynamics. *Forest Ecology and Management* 262:244-251.

Sánchez-Gómez, D., T. Velasco-Conde, F.J. Cano-Martín, M.A. Guevara, M.T. Cervera e I. Aranda. 2011. Interclonal variation in functional traits in response to drought for a genetically homogeneous Mediterranean conifer. *Environmental and Experimental Botany* 70:104-109.

Sánchez-Vargas, N.M. y J.J Vargas-Hernández. 2007. Competencia y su relación con los parámetros genéticos en clones de eucalipto. *Ciencia e Investigación Forestal*-Instituto Forestal/Chile 13(2):361-369.

SAS Institute, INC. 1999. SAS / STAT® User's Guide For Personal Computers, Version 8, Cary. Carolina del Norte, EUA 3884 p.

Tardif, J., J.J. Camarero, M. Ribas y E. Gutiérrez. 2003. Spatiotemporal variability in tree growth in the central Pyrenees: climatic and site influences. *Ecological Monographs* 73:2, 241-257.

Wright, I.J. y M. Westoby. 2001. Understanding seedling growth relationships through specific leaf area and leaf nitrogen concentration: generalisations across growth forms and growth irradiance. *Oecologia* 127:21-29.

Wrigth, J. A. y A. Wessels. 1992. Laboratory scale pulping of *Pinus pseudostrobus*, *P. maximinoi* and *P. patula*. Instituto de Pesquisas Florestais (IPEF International), *Piracicaba* 2:39-44.

Manuscrito recibido el 29 de octubre de 2012.
Aceptado el 16 de agosto de 2013.

Este documento se debe citar como:
Cambrón-Sandoval, V.H., H. Suzán-Azpiri, C. Sáenz-Romero y N.M. Sánchez-Vargas. 2014. Desarrollo de *Pinus pseudostrobus* bajo distintos ambientes de crecimiento en jardín común. *Madera y Bosques* 20(1):47-57.

Madera y **Bosques** vol. **20**, núm. **1 : 59-70** Primavera **2014**



Estimación del diámetro, altura y volumen a partir del **diámetro del tocón** para *Quercus laurina*, en Ixtlán, Oaxaca, México

Estimation of diameter, height and volume from the stump diameter for *Quercus laurina*, at Ixtlan, Oaxaca, Mexico

Joel Martínez-López[1] y Alejandra Acosta-Ramos[1]

1 Instituto de Estudios Ambientales. Universidad de la Sierra Juárez. Oaxaca, México.
mjoel@juppa.unsij.edu.mx

Resumen

En el presente trabajo se generaron tres ecuaciones para estimar el diámetro normal, altura y volumen total a partir del diámetro del tocón para *Quercus laurina* en el predio forestal de Ixtlán de Juárez, Oax., con una muestra de 54 árboles. Para obtener la ecuación más confiable a la relación funcional: (a) diámetro normal–diámetro del tocón, (b) altura total-diámetro del tocón y (c) volumen total-diámetro del tocón, se ajustaron modelos lineales y no lineales a la base de datos. Los criterios para definir el ajuste en los tres casos se basó en el coeficiente de determinación normal y ajustado, el cuadrado medio del error, P-valor, coeficiente de variación, suma y dispersión de residuales contra valores predichos. El modelo con mayor bondad de ajuste para la estimación del diámetro normal con base en el diámetro del tocón fue el modelo de regresión lineal simple, y para los otros dos casos, fue el modelo potencial. Con las correspondientes ecuaciones generadas se pueden estimar de forma precisa los valores de las variables dependientes y evaluar diferentes escenarios en áreas afectadas por fenómenos naturales o antropogénicos.

Palabras clave: Estimador, homogeneidad de varianzas, ecuaciones de predicción, modelos lineales, modelos no lineales.

Abstract

In this paper, three equations were generated to estimate the normal diameter, height and total volume from stump diameter for *Quercus laurina* stands in Ixtlan de Juarez, Oaxaca, with a sample of 54 trees. Linear and nonlinear models were adjusted to the database to obtain the most reliable equation to the functional relationship: (a) normal diameter - stump diameter, (b) total height – stump diameter and (c) total volume-stump diameter. The criteria for defining the adjustment in all three cases was based on: normal and adjusted coefficient of determination, mean square error, P-value, coefficient of variation, and sum and dispersion of residuals against predicted values. The model with the highest goodness of fit for the estimated normal diameter based on the diameter of the stump was the simple linear regression model, and in the other two cases, it was the potential model. With these equations, it is possible to accurately estimate the dependent variables values and evaluate different scenarios in areas affected by natural or anthropogenic phenomena.

Key words: Estimator, variance homogeneity, prediction equations, linear models, non-linear models.

Introducción

El aprovechamiento maderable ha tenido gran relevancia para la sociedad debido a sus diversos beneficios. Interesa por lo tanto tener una estimación precisa de las existencias volumétricas que permita la planificación del aprovechamiento sustentable. Sin embargo, en ocasiones el bosque es afectado por diversos fenómenos que dejan sólo como evidencia el tocón de los árboles.

No obstante, esta evidencia permite la reconstrucción del tamaño de los árboles removidos y es tal su importancia que resulta de utilidad para revisar volúmenes de cosecha, venta de madera basada en diámetro del tocón, valorar daños causados por eventos catastróficos, registros históricos de actividades de manejo, establecimiento de pérdidas por aprovechamientos clandestinos y el valor de los árboles (McClure, 1968; Wharton, 1984; Schlieter, 1986; Shrivastava y Singh, 2003; Corral-Rivas, 2007; Westfall, 2010). Las dimensiones del tocón se emplean también para conocer el diámetro basal original, la distribución de las especies de los individuos, y datos para la determinación de la distribución de las clases de tamaños de los árboles del rodal; los tocones preservan características que permiten la determinación de especies extraídas y la anatomía de la madera (Williams *et al.*, 2003).

Es posible determinar la relación funcional del diámetro del tocón con algunas variables dasométricas como el diámetro normal, altura o volumen, haciendo uso de la regresión, lineal o no lineal, o con el apoyo de tablas preparadas para tal efecto (Bylin, 1982; Westfall, 2010). El tocón puede servir como referencia cuando las mediciones del diámetro normal y la altura del árbol no se pueden realizar. Consecuentemente, la tabla de volumen o ecuaciones basadas en el diámetro a la altura del pecho no se pueden utilizar directamente (Aigbe *et al.*, 2012), sino que éstas deben estimarse de forma indirecta a través de ecuaciones ajustadas para ello.

Entre los primeros esfuerzos para predecir el área basal y el diámetro a la altura del pecho empleando mediciones del tocón, se encuentran los trabajos de McClure (1968) que utilizó una transformación logarítmica para desarrollar un modelo de regresión lineal para 53 especies; Bylin (1982) generó ecuaciones de predicción del volumen empleando diámetro del tronco y la altura del tocón como variables independientes; Wharton (1984) determinó relaciones entre el diámetro del tocón y el diámetro a la altura del pecho para 17 especies; Schlieter (1986) generó modelos de predicción del diámetro a la altura del pecho por medio de mínimos cuadrados ordinarios y regresión lineal simple para *Pinus contorta*; todos estos trabajos realizados en Estados Unidos de Norteamérica.

En India, Shrivastava y Singh (2003) determinaron interrelaciones entre el diámetro a la altura del pecho y el diámetro del tronco en *Abies pindrow* Spach.; en el ártico de Canadá, Williams *et al.* (2003) emplearon un método para la reconstrucción de biomasa, estructura y productividad de árboles para un bosque terciario del género Metasequoia a partir de las dimensiones del tocón; Diéguez *et al.* (2003), estimaron el diámetro a la altura del pecho y el volumen para 6 especies forestales en España; Benítez *et al.*, (2004) estimaron el diámetro a la altura del pecho en plantaciones de *Casuarina equisetifolia* Forst, en Cuba. En México Corral-Rivas *et al.* (2007) desarrollaron modelos lineales y no lineales de predicción del diámetro a la altura del pecho y el volumen para 5 coníferas en El Salto, Durango. Ozcelik *et al.* (2010), desarrollaron ecuaciones de predicción del diámetro y el volumen usando un modelo lineal simple para especies importantes en Turquía; Westfall, (2010) determinó nuevos modelos de predicción del diámetro a la altura del pecho empleando un enfoque de modelo de efectos mixtos.

Recientemente, en México Pompa-García *et al.* (2011) determinaron modelos dendrométricos para estimación del diámetro a la altura del pecho para *Pinus durangensis*; Aigbe *et al.* (2012) desarrollaron un modelo de predicción del volumen para plantaciones de *Terminalia ivorensis* en Nigeria; y Senyurt (2012) generó ecuaciones para conocer la relación del diámetro a la altura del pecho y diámetro del tocón por medio de modelos de regresión, para la región occidental del Mar Negro en Turquía.

Es notable que en la última década se hayan incrementado la cantidad de trabajos en predicción del diámetro a la altura del pecho a partir de las dimensiones del



tocón. No obstante para México, la cantidad de esfuerzos es muy limitada y se ha concentrado principalmente en coníferas, por tanto es imperativo contar con este tipo de herramientas basadas en procedimientos estadísticos rigurosos que permitan estimar volúmenes comerciales y totales en el grupo taxonómico de encinos, que es uno de los más numerosos e importantes en nuestro país (Pompa-García y Solís-Moreno, 2008).

Los encinos en México se encuentran representados ampliamente por el género *Quercus* con aproximadamente 160 especies. En Oaxaca se han descrito 52 especies de éstos ubicándose en el tercer lugar a nivel nacional en diversidad de encinos. De acuerdo con Valencia y Nixon (2004), Ixtlán es uno de los distritos con mayor riqueza de encinos, y *Quercus laurina* posee la distribución más amplia. La madera de los encinos está considerada como una de las de mayor calidad; es altamente valorada e importante en la economía europea (Valencia y Nixon, 2004); sin embargo, aunque en México la producción maderable de encinos es baja, su alta diversidad y amplia distribución podrían incrementar el potencial de producción maderera y contribuir en la economía regional.

Objetivo

El objetivo del presente trabajo consistió en determinar la relación funcional del diámetro normal, altura y volumen respecto al diámetro del tocón, para *Quercus laurina* en Ixtlán de Juárez, Oaxaca.

Materiales y métodos

Área de estudio

Ixtlán de Juárez, se ubica en la Sierra Norte del estado de Oaxaca, a una distancia aproximada de 61 kilómetros de la capital. El predio comunal abarca una superficie de 19 180 ha en donde se reconocen los siguientes tipos de vegetación: bosque de pino-encino, bosque de encino-pino, bosque mesófilo de montaña, bosque de encino, selva baja caducifolia y vegetación secundaria derivada del bosque de pino-encino. El predio bajo aprovechamiento forestal se localiza dentro de las siguientes coordenadas geográficas: 17° 18' 16" y 17° 30' 00" Latitud y 96° 21' 29" y 96° 31' 38" Longitud (TIASA, 2003). Las especies de encino presentes en el predio forestal son: *Quercus crassifolia, Quercus rugosa* y *Quercus laurina*. Las especies de importancia maderable que se distribuyen dentro del predio comunal son: *Pinus oaxacana* Mirov, *P. patula* Schl. *et* Cham., *P. patula* var. *longepedunculata* Look, *P. pseudostrobus* Lindl., *P. rudis* Endl., *P. douglasiana* Martínez, *P. teocote* Schl *et* Cham., *P. ayacahuite* Schl. y *P. leiophylla* Schl *et* Cham.

Árboles de interés

En el área de estudio se recolectaron datos de 54 árboles de *Quercus laurina* ubicados de forma selectiva y derribados en las áreas de corta correspondientes a las anualidades 2009 y 2010 indicadas en el Programa de Manejo Forestal. Se seleccionaron árboles con diferente diámetro y altura, que cumplieran con las características siguientes: copa completa, no despuntados, no rayados, sin evidencia de plagas y enfermedades, no podridos ni huecos, y de porte saludable. Se procuró seleccionar árboles de un sólo fuste para evitar la sobreestimación de la población. Para tener una base de datos completa y cubrir todas las categorías de diámetros y alturas existentes, se midieron de 3 a 5 árboles por categoría, aunque en ocasiones se utilizó una muestra mayor dependiendo de su existencia. Los árboles fueron elegidos en las diferentes áreas donde se distribuye la especie para obtener una base de datos representativa del área forestal, así mismo, por las diferentes condiciones ambientales y ecológicas presentes en el predio comunal.

Variables medidas

En cada árbol se midió la altura total (*A*, m) empleando cinta métrica y el diámetro normal con corteza (*Dn*, cm), en la parte superior de la ladera, empleando cinta diamétrica. El diámetro del tocón (*Dt*, cm) se midió con cinta diamétrica y se consideró como el diámetro extremo superior de la parte del tronco que queda en pie tras la corta. Al árbol derribado y seccionado se le midió el diámetro en la parte media y en los extremos, además de la longitud de trozas y ramas para obtener su volumen individual

empleando la fórmula de Huber o Smalian según fuese el caso y, finalmente, se obtuvo el volumen por árbol (V, m^3) con la sumatoria de sus partes. El diámetro del tocón, diámetro normal y volumen total incluye el grosor de corteza en el presente trabajo, para conocer el volumen sin corteza se recomienda reducir en 23% de volumen rollo total árbol de acuerdo con Pacheco (2011).

Ajuste de modelos

Para determinar el modelo con mayor bondad de ajuste de las relaciones funcionales: *a)* diámetro normal-diámetro del tocón, *b)* altura total-diámetro del tocón, y *c)* volumen-diámetro del tocón, los datos se procesaron empleando el paquete estadístico SAS versión 9.0 (SAS Institute Inc., 2002).

Previo al ajuste de modelos se analizó la gráfica de dispersión para conocer la tendencia de distribución de la variable dependiente respecto a la independiente. Posteriormente, se ajustó para los incisos (a) y (b), un modelo lineal, un polinomial y un alométrico, potencial o multiplicativo (Avery y Burkhart, 2002; Gutiérrez y De la Vara, 2008; Vanclay, 1994). Para el caso del inciso (c), se ajustó el modelo potencial y de Schumacher (Avery y Burkhart, 2002; Husch *et al*., 2003). Los modelos empleados para las relaciones funcionales requeridas se muestran en la tabla 1.

En el ajuste de los datos de las relaciones funcionales *Dn-Dt y A-Dt*, los datos se procesaron empleando la instrucción GLM del programa estadístico y NLIN METHOD=DUD mediante el procedimiento de mínimos cuadrados, en el que es común verificar problemas de heterocedasticidad (Cruz *et al*., 2008). Para corroborar el supuesto de normalidad se obtuvieron los coeficientes de asimetría y curtosis para los valores predichos de cada modelo, empleando el procedimiento UNIVARIATE de SAS.

Con respecto al ajuste de la relación funcional *V-Dt*, los datos se procesaron por medio del procedimiento NLIN METHOD=DUD, del programa indicado con anterioridad, mediante el método de mínimos cuadrados. Para corroborar el supuesto de normalidad, se obtuvo el coeficiente de asimetría y curtosis para los valores predichos de cada modelo.

La capacidad de ajuste de las relaciones funcionales en todos los casos se analizó tomando como criterios de decisión los indicadores estadísticos sugeridos por Diéguez *et al*. (2003) y Pompa-García *et al*. (2011), como son: coeficiente de determinación normal (R^2) y ajustado (R^2 ajustado), que representa la parte de la varianza explicada por el modelo y además considera el numero de parámetros del modelo para el segundo caso, cuadrado medio del error (CME), que analiza la precisión de las estimaciones. Además se consideraron Pr > F, coeficiente de variación (CV), suma, y análisis gráfico de dispersión de residuales contra valores predichos, para detectar errores o comportamientos anormales.

TABLA 1. Expresiones matemáticas de los modelos seleccionados para el ajuste a los datos.

Relación	*Modelo*	*Tipo de modelo*
Dn-Dt	$Y = \beta_0 + \beta_1 Dt$	Modelo lineal
	$Y = \beta_0 + \beta_1 Dt + \beta_2 Dt^2$	Modelo polinomial
A-Dt	$Y = \beta_0 Dt^{\beta 1}$	Modelo alométrico (potencial o multiplicativo)
V-Dt	$V = \beta_0 Dt^{\beta 1}$	Modelo potencial
	$V = \beta_0 e^{\beta 1/Dt}$	Modelo de Schumacher

Donde: Y = diámetro normal (*Dn* en cm) o altura total (*A* en m), *Dt* = diámetro del tocón (en cm), V = volumen total (en m^3), y β_i = parámetros del modelo.



Resultados y discusión

Los principales valores estadísticos para las variables consideradas: diámetro del tocón (*Dt*), diámetro normal (*Dn*), altura (*A*) y volumen (*V*), se presentan en la tabla 2. Las diferencias entre los valores mínimos y máximos de cada variable se ven reflejadas en la desviación estándar, coeficiente de variación, sesgo y coeficiente de curtosis. Sin embargo, al tratarse de un ajuste de modelos, la base de datos debe cubrir la mayoría de las categorías diamétricas y alturas existentes, por ello, aunque la desviación estándar es relativamente alta y, más estrictamente, el coeficiente de variación que se observa con valores altos, los datos son confiables para hacer el ajuste de modelos y predecir de forma significativa el diámetro normal, altura y volumen, a partir del diámetro del tocón. En el ambiente forestal se cree que el tocón debe tener una altura regular de 30 cm, pero no siempre sucede así, como lo reconocen Jenkins *et al.* (2004), sobre todo en bosques de topografía accidentada, y debido a la diversidad de técnicas para el derribo.

Barrio *et al.* (2004), quienes elaboraron una tarifa con clasificación de productos basada en un modelo de volumen porcentual para *Quercus robur* L., en Galicia, España, trabajaron con una base de datos con un coeficiente de variación de 67,21% en el volumen e intervalo de 1,63 en sus valores. Para el presente trabajo, el intervalo es de 4,5025 con una variación de 120,45%, lo que indica que a mayor diferencia entre ellos, las medidas de dispersión se incrementan proporcionalmente.

Relación diámetro normal–diámetro del tocón (*Dn-Dt*)

La dispersión de los valores para el diámetro normal respecto al diámetro del tocón mostró una tendencia lineal (Fig. 1a), por ello se considera que los modelos lineales (lineal y polinomial) podrían tener mayor bondad de ajuste comparado con el modelo potencial. Los indicadores estadísticos calculados para definir la bondad de ajuste se muestran en la tabla 3.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de los datos para *Quercus laurina*, en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.

Variable	*n*	*Mín.*	*Máx.*	*Media*	*STD*	*CV*	*Asimetría*	*Curtosis*
Dt	54	7,5	72,00	34,6519	18,1443	52,36	0,337	-1,033
Dn	54	6,0	63,00	29,6315	16,5857	55,97	0,369	-1,038
A	54	5,7	34,46	19,0819	8,6970	45,58	0,138	-1,260
V	54	0,0121	4,5146	1,0659	1,2842	120,48	1,269	0,366

n = tamaño de muestra, Mín = valor mínimo, Máx = valor máximo, STD = desviación estándar, CV = coeficiente de variación, Asimetría = coeficiente de asimetría y Curtosis = Coeficiente de curtosis.

Tabla 3. Indicadores estadísticos de los modelos ajustados para estimar el diámetro normal con base al diámetro del tocón para *Quercus laurina*, en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.

Modelo	*R^2*	*R^2-adj*	*CME*	*Pr>F*	*CV (%)*	*Sum res*
Modelo lineal	0,9870	0,9868	3,62	<0,0001	6,42	0,0000
Modelo polinomial	0,9871	0,9866	3,67	<0,0001	6,46	-0,0000
Modelo potencial	0,9969	0,9968	3,61	<0,0001	6,41	-1,1173

R^2 = Coeficiente de determinación normal, R^2-adj = Coeficiente de determinación ajustado, CME = Cuadrado Medio del Error, Pr>F = Probabilidad de P y Sum res = Suma de residuales.

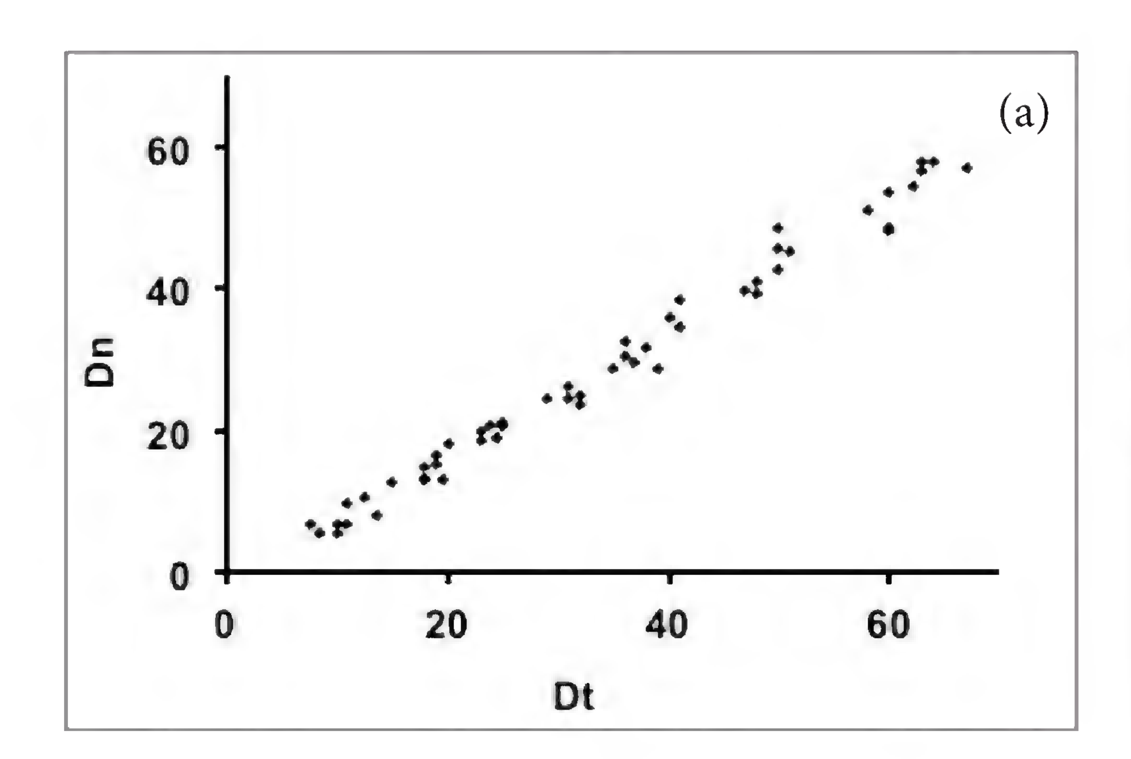
De acuerdo con estos valores estadísticos, todos los modelos mostraron una aceptable bondad de ajuste; sin embargo, los modelos lineales (lineal y polinomial) generaron una suma de residuales igual a cero y, de ellos, el modelo lineal obtuvo un cuadrado medio del error y coeficiente de variación más bajo. El coeficiente de determinación normal, que representa el porcentaje de la variable dependiente que es explicada por la independiente, en todos los casos es cercano a 1; y para el coeficiente de determinación ajustado, el cual es similar al normal, explica además el efecto de las diferentes variables independientes. En todos los modelos ajustados, los coeficientes de determinación son aceptables de acuerdo con Alder y Cailliez (1980), quienes expresan que las mejores funciones pueden tener coeficientes de 0,7 y 0,8; aunque Gujarati (2004) plantea que un modelo es satisfactorio si el valor de éste es alrededor de 0,8.

Debido a la simplicidad del modelo lineal, considerando además su CME y CV, se concluye que es el modelo más adecuado para estimar el diámetro normal a partir del diámetro del tocón para *Quercus laurina* en el área de estudio. Para todos los modelos ajustados, el coeficiente de asimetría de los valores predichos osciló de 0,33 (modelo lineal) a 0,38 (modelo potencial), y el coeficiente de curtosis osciló de -1,03 (lineal) a -1,00 (potencial). El gráfico de residuales contra valores predichos del modelo lineal se muestra en el inciso b de la figura 1, en el cual se observa que no existen problemas de heterocedasticidad.

No siempre los modelos más complejos son los que predicen de mejor forma la variable respuesta, como es el caso del trabajo de Barrio *et al.* (2004), en el que comprobaron que las ecuaciones que incluyen términos polinómicos o productos cruzados no aportan nada nuevo a la explicación de la variabilidad. Los resultados de esta investigación son similares al encontrado por Diéguez *et al.* (2003), en un trabajo con diversas especies forestales de España, y al de Corral-Rivas *et al.* (2007), quienes trabajaron con pináceas en el norte de México. El error estándar (EE), valor de *t* y significancia de los parámetros del modelo de mayor bondad de ajuste se muestran en la tabla 4. Para el parámetro β_0 se rechaza la hipótesis nula que sostiene que el punto de intercepto con el eje de las abscisas es cero, algo similar ocurre para el parámetro β_1. Lo anterior indica que los parámetros del modelo ayudan a explicar de forma significativa la variable respuesta con una confiabilidad del 95%.

Relación altura-diámetro del tocón (*A-Dt*)

El gráfico de dispersión para los datos de la altura total (*A*) respecto al diámetro del tocón (*Dt*) se muestra en la figura 2 (inciso a), donde se percibe que los valores se dis-



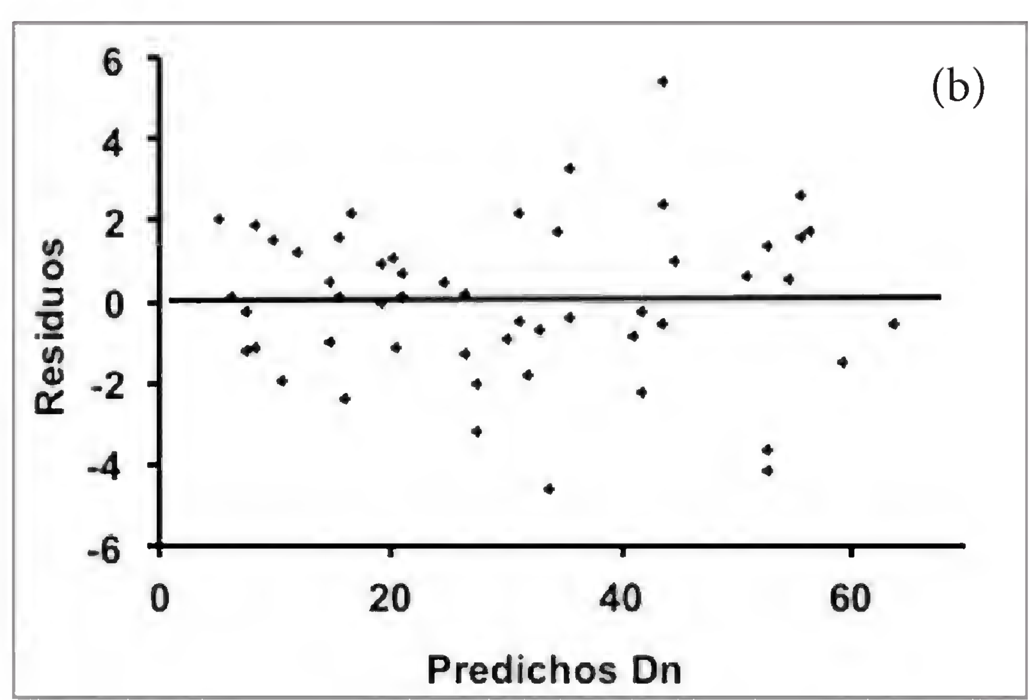
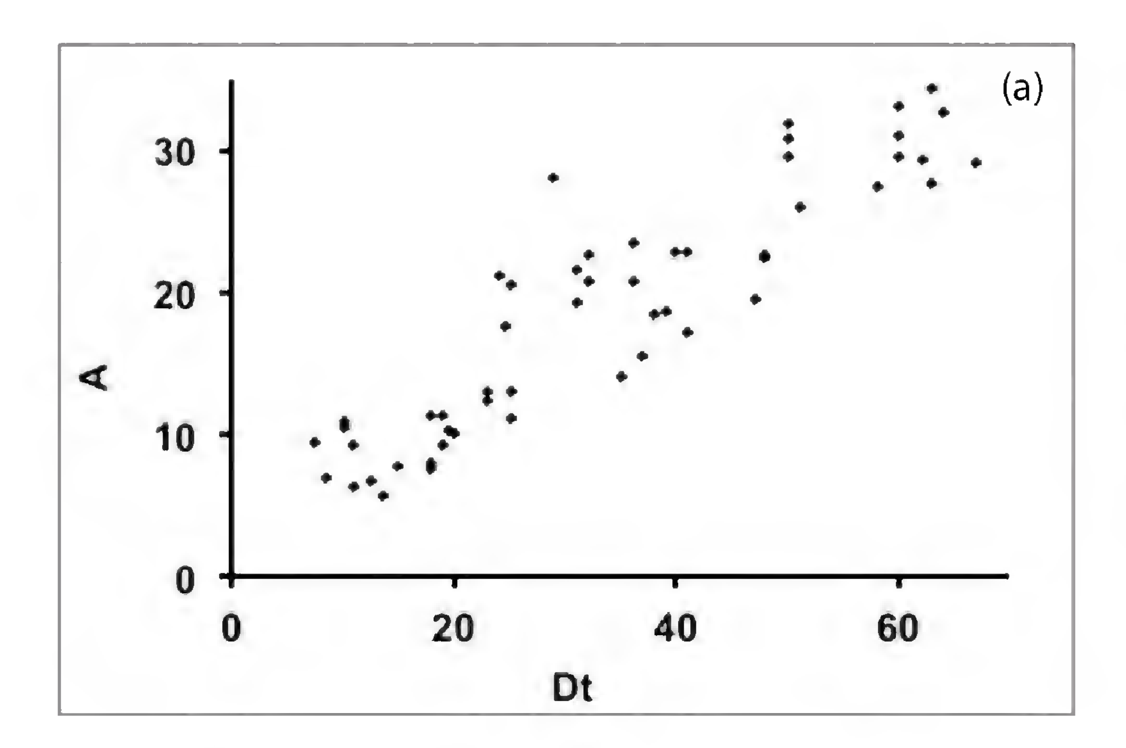


FIGURA 1. Dispersión de valores del diámetro normal contra diámetro del tocón (a) y dispersión de residuales contra valores predichos de diámetro normal (b), para *Quercus laurina* en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.



TABLA 4. Error estándar, valor de *t* y significancia de los parámetros de ajuste del modelo lineal.

Modelo	Parámetro	Estimador	EE	t	Pr>t
Modelo lineal	β_0	-1,838555212	0,56235791	-3,27	0,0019
	β_1	0,908177630	0,01440585	63,04	<0,0001



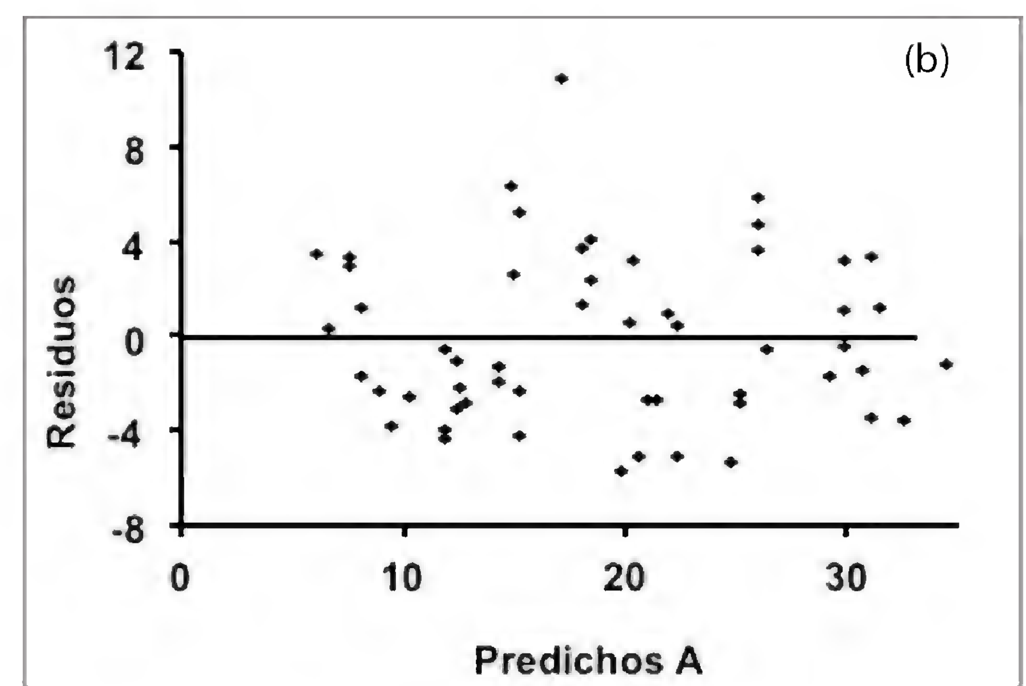


FIGURA 2. Dispersión de valores de la altura contra diámetro del tocón (a) y dispersión de residuales contra valores predichos de altura (b), para *Quercus laurina* en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.

tribuyen con una tendencia lineal positiva. En la tabla 5, se concentran los indicadores estadísticos para definir la bondad de ajuste de los modelos analizados.

Todos los modelos se ajustaron favorablemente a la base de datos, mientras que el modelo potencial (alométrico) se ajustó de mejor manera debido a que su coeficiente de determinación normal y ajustado es superior al resto de los modelos y además generó un cuadrado medio del error y coeficiente de variación de menor valor. El coeficiente de asimetría y de curtosis para el modelo potencial es de 0,16 y -1,09, respectivamente. Derivado de lo anterior, se concluye que la relación funcional entre la altura y el diámetro del tocón es de tipo potencial.

Con respecto a la relación altura-diámetro del tocón, Diéguez *et al.* (2003) encontraron que la altura del tocón no aporta un incremento significativo sobre la variabilidad explicada por los modelos, solo recomiendan considerar la altura del tocón en el caso de especies con particularidades en la base del tronco. Por otra parte, Martínez (2001) y Ruiz (2011) relacionaron la altura de árboles dominantes y codominantes respecto a su diámetro normal para *Pinus patula* Schl. *et* Cham., en la Sierra Norte del Estado de Oaxaca y encontraron que esta relación funcional puede ser estimada a través del Modelo de Schumacher (modelo sigmoidal). El diámetro normal y el diámetro del tocón puede ser modelado a través de regresión lineal simple, como se encontró en la presente investigación, por lo que la relación funcional entre la altura del árbol y el diámetro del tocón debe ser de tipo potencial.

Corral-Rivas *et al.* (2007) sugieren una mayor investigación para observar la variabilidad explicada por dicha variable cuando las cortas no se efectúan a los 30 cm. Pompa-García y Solís-Moreno (2008), ajustaron ecuaciones para predecir el volumen en *Quercus* en Chihuahua, al norte de México y encontraron que el modelo polinomial de Rentería (1995) puede ser usado de forma confiable para predecir el diámetro a cualquier altura del trozo y la altura a cualquier diámetro del mismo, dicho modelo

TABLA 5. Indicadores estadísticos de los modelos ajustados para estimar la altura en base al diámetro del tocón para *Quercus laurina*, en Ixtlán de Juárez, Oaxaca.

Modelo	*R^2*	*R^2-adj*	*CME*	*Pr>F*	*CV (%)*	*Sum res*
Modelo lineal	0,8332	0,8300	12,85	<0,0001	18,78	0,0000
Modelo polinomial	0,8377	0,8313	12,75	<0,0001	18,71	0,0000
Modelo potencial	0,9722	0,9711	12,62	<0,0001	18,62	0,13831

R^2 = Coeficiente de determinación normal, R^2-adj = Coeficiente de determinación ajustado, CME = Cuadrado Medio del Error, Pr>F = Probabilidad de P y Sum res = Suma de residuales.

TABLA 6. Valor del estimador, error estándar y límites de confianza del modelo potencial.

Modelo	*Parámetro*	*Estimador*	*EE*	*Límites de confianza (95%)*	
Modelo potencial	β_0	1,2718	0,2712	0,7275	1,8161
	β_1	0,7710	0,0559	0,6590	0,8831

tiene la importante ventaja de ser una función de ahusamiento compatible con la ecuación de volumen existente para el área de estudio.

Pompa-García *et al.* (2011), mencionan que el uso de la altura del tocón como variable independiente mejora la aplicabilidad del modelo usado. Los autores también indican que es imperativo considerar la altura del tocón en los bosques mexicanos, debido a la diversidad de técnicas de cosecha y a las condiciones topográficas del terreno. En adición, cabe destacar que el modelo utilizado en este trabajo cumple con una propiedad importante que consiste en que el diámetro normal es igual al diámetro del tocón cuando la altura de éste equivale a 1,3 m, aunque en la práctica usualmente no alcanza dicha dimensión. Los mismos autores mencionan que la consistencia en estimación de diámetros de distintos tamaños incorpora una ventaja adicional.

El valor de los estimadores de los parámetros, error estándar (EE) y límites de confianza (al 95%) del mejor modelo potencial elegido se presentan en la tabla 6. El gráfico de dispersión de residuales contra valores predichos, generado con el modelo, se muestra en el inciso b de la figura 2, visualizando la ausencia de varianzas heterogéneas.

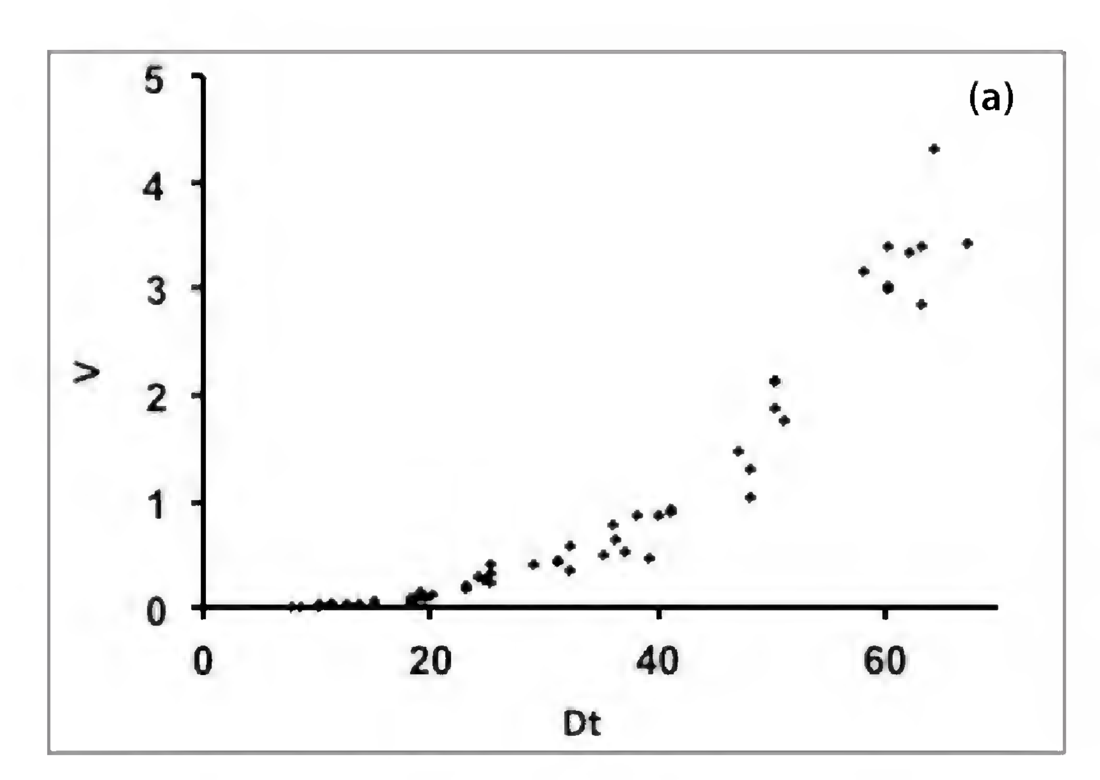
Relación volumen-diámetro del tocón (*V-Dt*)

La gráfica de dispersión de datos del volumen respecto al diámetro del tocón se representa en la figura 3-a, en donde se muestra que la dependencia entre estas variables dasométricas es de tipo no lineal. Al ajustar los modelos de interés a la base de datos, se obtuvieron los indicadores estadísticos que se muestran en la tabla 7.

Los modelos biomatemáticos ajustados explican 98% de la variabilidad de la información, con una raíz del cuadrado medio del error de 0,23, un coeficiente de variación aceptable y una suma de residuales cercana a cero (en ambos casos el valor de P fue de 0,0001), por lo que se deduce que se puede estimar de forma confiable el volumen a través del diámetro del tocón con cualquiera de ellos.

Al evaluar la similitud de los indicadores estadísticos entre los modelos ajustados, y para recomendar un modelo en particular, se realiza el análisis siguiente. En la etapa de ajuste, el modelo de Schumacher arrojó el valor más bajo





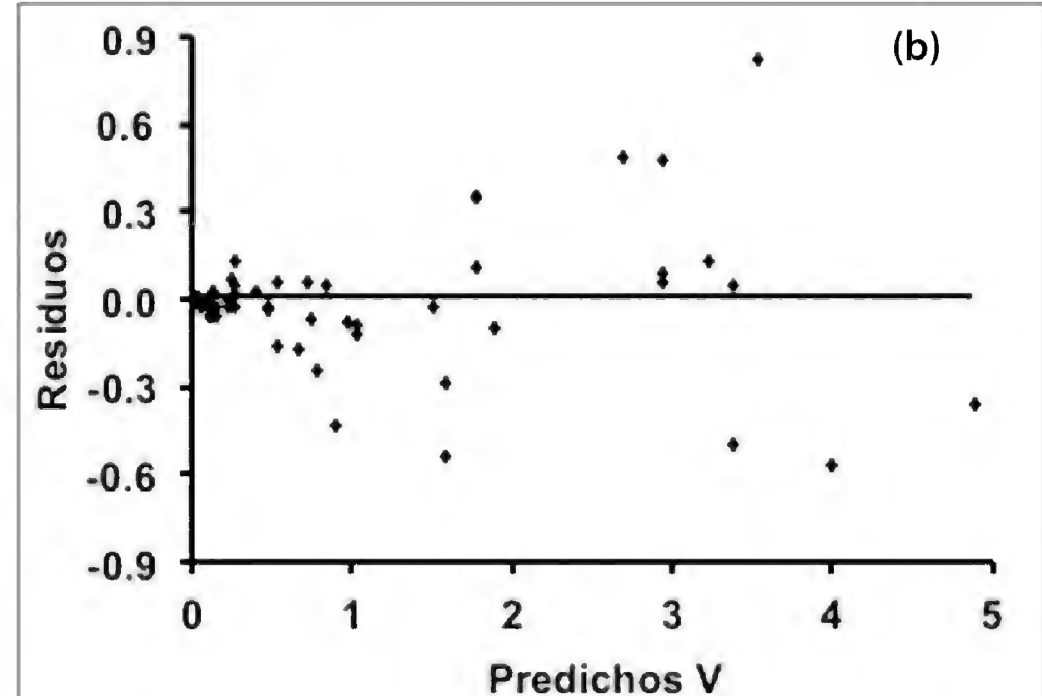


FIGURA 3. Dispersión de valores del volumen contra diámetro del tocón (a), y dispersión de residuales contra valores predichos de volumen (b), para *Quercus laurina* en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.

TABLA 7. Indicadores estadísticos de los modelos ajustados para estimar el volumen respecto al diámetro del tocón para *Quercus laurina*, en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.

Modelo	*R^2*	*R^2-adj*	*CME*	*Pr>F*	*CV (%)*	*Sum res*
Modelo potencial	0,9805	0,9798	0,0556	<0,0001	22,12	-0,6277
Modelo de Schumacher	0,9811	0,9806	0,0534	<0,0001	21,67	1,9550

R^2 = Coeficiente de determinación normal, R^2-adj = Coeficiente de determinación ajustado, CME = Cuadrado Medio del Error, Pr>F = Probabilidad de P y Sum res = Suma de residuales.

en el cuadrado medio del error, lo mismo que para el coeficiente de variación. Sin embargo, al graficar los residuales contra valores predichos, se detecta una ligera tendencia, presencia de heterogeneidad de varianzas en valores menores a 2 m^3 de volumen. El modelo potencial generó un cuadrado medio del error y un coeficiente de variación ligeramente superiores al otro modelo, el coeficiente de determinación normal y ajustado son muy similares, pero en la suma de residuos este modelo generó el valor más cercano a cero, además de ausencia de algún tipo de tendencia de valores en la gráfica de residuales contra valores predichos (Fig. 3-b).

Por ello, se concluye que el modelo con mayor confiabilidad para la relación funcional requerida es el modelo potencial. El coeficiente de asimetría y curtosis del modelo potencial fueron cercanos a los valores de la curva de distribución normal.

Siguiendo el criterio de simplicidad para elegir el modelo más apropiado, se concuerda con Barrio *et al.* (2004), quienes mencionan que la utilización de ecuaciones de cubicación de árbol individual de volumen total demasiado complicadas no aporta nada nuevo a la explicación de la variabilidad del volumen. En su trabajo reducen el abanico de modelos a considerar para la construcción de tarifas de cubicación de volumen total a únicamente 3 modelos. El resultado obtenido en el análisis de la relación funcional de este proyecto, es similar al publicado por Corral-Rivas *et al.* (2007), quienes mencionan que la relación volumen-diámetro del tocón puede ser modelada de mejor manera a través de una ecuación alométrica.

TABLA 8. Valor del estimador, error estándar y límites de confianza del modelo potencial.

Modelo	*Parámetro*	*Estimador*	*EE*	*Límites de confianza (95%)*	
Modelo potencial	β_0	0,000033	0,000016	0,0000014	0,000065
	β_1	2,7812	0,1165	2,5474	3,0149

Los estimadores de los parámetros, sus errores estándar (EE) y límites de confianza (= 0,05) del modelo potencial se muestran en la tabla 8. Con ellos puede obtenerse la ecuación para predecir el volumen respecto al diámetro del tocón para *Quercus laurina* en Ixtlán de Juárez, Oax.

CONCLUSIONES

La estimación del diámetro normal a partir del diámetro del tocón puede realizarse de forma confiable por medio de una regresión lineal simple. La altura se puede estimar de forma precisa con base en el diámetro del tocón por medio del modelo potencial. Con el modelo potencial también puede estimarse el volumen a partir del diámetro del tocón.

Las relaciones funcionales generadas son de utilidad para reconstruir escenarios en las áreas afectadas por condiciones naturales o efectos adversos dentro del área de estudio. Esta información es de utilidad para determinar las dimensiones individuales y el volumen total de *Quercus laurina* en las áreas afectadas, posibilitando también la estimación de biomasa y carbono.

La estimación de variables dasométricas con el uso de modelos simples es una técnica sencilla y de alta confiabilidad para ser empleada en la predicción del crecimiento en masas forestales del estado de Oaxaca, como en el caso de la presente aportación; el uso de modelos complejos debe ser analizado cuidadosamente para determinar si la adición de variables transformadas incrementa la variabilidad explicada por el modelo.

REFERENCIAS

Aigbe H.I., W.W. Modogu y B.A. Oyebade. 2012. Modeling volume from stump diameter of *Terminalia ivorensis* (A. CHEV) in Sokponba Forest Reserve, Edo State, Nigeria. ARPN Journal of Agricultural and Biological Science 7(3):146-151.

Alder D. y F. Cailliez. 1980. Estimación del volumen forestal y predicción del rendimiento, con referencia especial a los trópicos. Estudios FAO Montes 22/2. Vol. 2. Roma, Italia. 91 p.

Avery, T.E. y H.E. Burkhart. 2002. Forest measurements. 5a ed. McGraw-Hill. Nueva York, EUA. 456 p.

Barrio, A.M., J.G. Álvarez G. e I.J. Díaz-Maroto H. 2004. Elaboración de una tarifa con clasificación de productos para *Quercus rubur* L. en Galicia, basada en un modelo de volumen porcentual. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales* 13(3):506-517.

Benítez N., J.Y., M. Rivero V., A. Vidal C., J. Rodríguez R. y R. C. Álvarez R. 2004. Estimación del diámetro normal a partir del diámetro del tocón en plantaciones de *Casuarina equisetifolia* Forst. de la provincia Camagüey, Cuba. *Revista Chapingo, serie ciencias forestales y del ambiente* 10(001):25-30.

Bylin, V.C. 1982. Volume prediction from stump diameter and stump height of selected species in Louisiana. USDA. For. Res. Ser. Pap. SO-182. 11 p.

Corral-Rivas, J.J., M. Barrio A., O. Aguirre C. y U. Diéguez A. 2007. Use of stump diameter to estimate diameter at breast height and tree volume for major pines species in El Salto, Durango, Mexico. *Forestry* 80(1):29-40.

Cruz C., F., H.M. de los Santos P. y J.R. Valdez L. 2008. Sistema compatible de ahusamiento-volumen para *Pinus*



cooperi Blanco en Durango, México. *Agrociencia* 42(4):473-485.

Diéguez A., U., M. Barrio A., F. Castedo D. y M. Balboa M. 2003. Estimación del diámetro normal y del volumen del tronco a partir de las dimensiones del tocón para seis especies forestales comerciales de Galicia. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales* 12(2):131-139.

Gujarati D., N. 2004. Econometría. 4a ed. McGraw-Hill Interamericana Editores. México, D.F. 972 p.

Gutiérrez H., P. y R. de la Vara S. 2008. Análisis y diseño de experimentos. McGraw-Hill Companies, Inc. México. 545 p.

Husch B., T.W. Beers y J.A. Kershaw Jr. 2003. Forest mensuration. 4a ed. John Wiley and Sons, Inc. Nueva York. EUA. 443 p.

Jenkins J., D. Chojnacky, L. Heath y R. Birdsey. 2004. Comprehensive database of diameter-based biomass regressions for North American tree species. USDA. Gen. Tech. Rep. NE-319. 45 p.

McClure, J.P. 1968. Predicting tree dbh from stump measurements in the southeast. USDA For. Ser. Res. Note SE-99. 60 pp.

Martínez L., J. 2001. Índice de sitio y comportamiento diamétrico para *Pinus patula* Schl. *et* Cham., en San Juan Evangelista Analco, Ixtlán, Oaxaca. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico Agropecuario de Oaxaca núm. 23. Nazareno, Xoxocotlán, Oaxaca. México. 163 p.

Ozcelik, R., J. Brooks, M. Diamentopoulou y H. Wiat. 2010. Estimating breast height diameter and volume from stump diameter for the tree economically important species in Turkey. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25(01):32-45.

Pacheco F., M. 2011. Tabla de volumen para *Quercus laurina* en la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Tesis profesional. Universidad de la Sierra Juárez. Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. 62 p.

Pompa-García, M., H.M. De los Santos P., M.E. Zepeda-Bautista y J.J. Corral-Rivas. 2011. Un modelo dendrométrico para estimación del diámetro normal a partir de las dimensiones del tocón. *Agrociencia* 45:379-387.

Pompa-García M. y R. Solís-Moreno. 2008. Ecuación de volumen para el género *Quercus* en la región noreste de Chihuahua, México. *Revista de Ciencias Forestales Quebracho* (16):84-93.

Rentería A., J.B. 1995. Sistema de cubicación para *Pinus cooperi* blanco mediante ecuaciones de ahusamiento en Durango. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 77 p.

Ruiz A., P. 2011. Índice de sitio y predicción de la altura en base al diámetro para *Pinus patula* Schl. *et* Cham., en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Tesis profesional. Universidad de la Sierra Juárez. Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. 64 p.

Statistical Analysis System Institute Inc. (SAS). 2002. User´s Guide. Version 9.0 for Windows. Cary, N.C. 595 p.

Schlieter, A.J. 1986. Estimation of diameter at breast height from stump diameter for Lodgepole pine. USDA, For. Ser. Res. Note INT-359. 4 p.

Senyurt M. 2012. The relationships between diameter stump height (d0.30) and diameter breast height (d1.30) for Scotch Pine (*Pinus sylvestris* L.) in West Black sea Region. *Artvin Çoruh Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi* 13(1):79-87. http://edergi.artvin.edu.tr

Shrivastava, M.B. y R.A. Singh. 2003. Interrelationships among crown diameter, diameter at breast height and stump diameters of Silver fir trees. VII World Forestry Congress. Quebec, Canadian. http://www.fao.org/DOCREP/ARTICLE/WFC/XII/0902-B4.HTM. Consultado el 30 de mayo de 2012.

Técnica Informática Aplicada S.A. (TIASA). 2003. Programa de manejo forestal para la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oax. Oaxaca, México. 231 p.

Westfall, A.J. 2010. New models for predicting diameter at breast height from stump dimensions. *Northern Journal of Applied Forestry* 27(1):21-27.

Wharton, H.E. 1984. Predicting diameter at breast height from stump diameter for Northeastern tree species. USDA For. Ser. Res. Note NE-322. 4 p.

Williams J.C., A.H. Johnson, B.A. LePage, D.R. Vann y K.D. Taylor. 2003. Reconstruction of tertiary metasequoia forests. I. Test of a method for biomass determination based on stem dimensions. *Paleobiology* 29 (2):256-270.

Valencia A., S. y K.C. Nixon. 2004. Encinos. *In*: A.J. García-Mendoza, M.J. Ordóñez y M. Briones-Salas, eds. Biodi-

versidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México. p:219-225.

Vanclay, J.K. 1994. Modeling forest growth and yield, applications to mixed tropical forests. CAB International. EUA. 312 p.

Manuscrito recibido el 7 de noviembre de 2012.
Aceptado el 12 de noviembre de 2013.

Este documento se debe citar como:
Martínez-López, J. y A. Acosta-Ramos. 2014. Estimación del diámetro, altura y volumen a partir del diámetro del tocón para *Quercus laurina*, en Ixtlán, Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 20(1):59-70.

Madera y Bosques vol. 20, núm. 1 : 71-83 Primavera 2014



Comparación de la mirmecofauna en un gradiente de reforestación en bosques templados del centro occidente de México

Comparison of the ant's fauna in a reforestation gradient on temperate forests of Central Western Mexico

Rafael Guzmán-Mendoza[1*], José Alejandro Zavala-Hurtado[2], Gabriela Castaño-Meneses[3,5] y Jorge Leonel León-Cortés[4]

1 Departamento de Agronomía. División de Ciencias de la Vida. Campus Irapuato-Salamanca. Universidad de Guanajuato. Guanajuato México rgzmz@yahoo.com.mx.

2 Departamento de Biología. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México D.F.

3 Ecología y Sistemática de Microartrópodos, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.

4 El Colegio de la Frontera Sur. Área de Conservación de la Biodiversidad. Departamento de Ecología y Sistemática Terrestre. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

5 Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias, Campus Juriquilla, Universidad Nacional Autónoma de México, Juriquilla, Querétaro, México.

Resumen

Se evaluó el cambio en la diversidad, riqueza, abundancia y similitud de las comunidades de hormigas en áreas con distinto impacto humano. Para ello se eligieron tres localidades con diferente tipo de vegetación ubicadas en el noroeste del Estado de México: árboles nativos, *Quercus* spp. (AN); combinación, *Quercus* spp. y elementos de reforestación (*Cupressus lindleyi*) (ZC); y reforestación, bosque modificado con *C. lindleyi* (R). Se colocaron 288 trampas de caída en febrero y marzo de 2009 en grupos de cuatro trampas en cuadrantes aleatorios de 10 m^2. La composición y la abundancia de las comunidades variaron de acuerdo a las zonas de estudio. Los valores de riqueza y diversidad de especies fueron mayores en R en comparación con AN y ZC. Los resultados sugieren un efecto del cambio en la cobertura vegetal arbórea, sobre la estructura de las comunidades de hormigas. Especies como *Temnothorax* sp. 1 y *Crematogaster* sp., serían esperadas en zonas de bosque conservado, mientras que *Pheidole* sp. 1, *Liometopum apiculatum* y *Camponotus atriceps*, se consideran como especies relacionadas con la recolonización y la perturbación de un sitio.

Palabras clave: Diversidad, perturbación, gremios tróficos, Formicidae.

Abstract

Changes in diversity, species richness, abundance and similarity patterns of ants´ communities in different managed areas in Central Mexico were studied. Three areas located in the Northwest of the State of Mexico were selected: native trees area with *Quercus* spp. forest (AN), combination area with *Quercus* spp. forest and *Cupressus lindleyi* as reforestation species (ZC), and reforested area (R), an altered forest with *C. lindleyi*. A total of 288 pit-fall traps were placed from February to March 2009 in sets of four traps in random quadrants of 10 m^2. The community composition and abundance shifted according to the site conditions. The values of richness and species diversity were higher in R in comparison with AN and ZC. The results suggest a relative effect of changes in floristic composition on ants' community. Species as *Temnothorax* sp. 1 and *Crematogaster* sp., were abundant in preserved forest areas. In contrast, *Pheidole* sp. 1, *Liometopum apiculatum* and *Camponotus atriceps* were relatively common in disturbed habitats.

Keywords: Diversity, perturbation, trophic guilds, Formicidae.

Introducción

Los bosques templados de México son el segundo bioma más extenso del país (21% del territorio) (Rzedowski, 1992) y uno de los más biodiversos a nivel mundial, debido, en parte, a que la mayoría de las especies que conforman el estrato arbóreo tienen su centro de origen en las montañas del territorio nacional (Fregoso *et al*., 2001; Valencia, 2004). De las aproximadamente 200 especies reconocidas del género *Quercus* en México, 70% son endémicas (Zavala, 1998), mientras que del género *Pinus* hay presencia de poco más de 40 de las 100 especies reconocidas a nivel mundial, también con un alto grado de endemismos (Alba-López *et al*., 2003). A pesar de la gran riqueza florística reconocida, los bosques templados enfrentan un problema ambiental grave: desde el último cuarto del siglo XX, la tasa de modificación de la cobertura vegetal se ha incrementado considerablemente (Medina y Tejero-Diez, 2006). En particular para este bioma, la tasa de deforestación de 1976 a 2000, fue estimada en 0,25% anual, lo que representó una reducción en la cobertura vegetal original de un área de 20 000 km^2 (Mas *et al*., 2004).

La rápida modificación de los ecosistemas hace necesaria la identificación de organismos sensibles o indicadores, que proporcionen información rápida acerca del estado de conservación, alteración, o bien, el éxito en la restauración de un ambiente (Mattoni *et al*., 2000). En este ámbito, las hormigas son un grupo ecológicamente importante, tanto por su abundancia como por su diversidad, además de que desempeñan diferentes papeles ecológicos en los ecosistemas terrestres, como depredadoras, parásitas, herbívoras, detritívoras, granívoras, etc. (Hölldobler y Wilson, 1990), lo que las coloca en niveles tróficos altos, ya sea como especialistas o generalistas (Majer, 1983). Ocupan una posición clave dentro de los ecosistemas como ingenieros ecosistémicos, porque a partir de su actividad, pueden modificar la distribución, la abundancia y la dinámica de la comunidad vegetal (Whitford, 1978; Wilby y Shachak, 2000; Zavala-Hurtado *et al*., 2000; Guzmán-Mendoza y Castaño-Meneses, 2007), cambiar las disposición de recursos y alterar las condiciones del suelo (Farji-Brener, 1992; Bestelmeyer y Wiens, 2001; Fortanelli y Servín, 2002). Lo anterior puede repercutir sobre propiedades del ecosistema, como los flujos de materia y energía (Naeem *et al*., 1999; Guzmán-Mendoza, 2004) y los procesos biogeoquímicos (Folgarait, 1998; Rojas, 2001). Además de tales atributos, se les captura con relativa facilidad, algunas especies son sensibles a las condiciones fluctuantes del ambiente (Philpott y Armbrecht, 2006). Por tal motivo, resultan ser útiles para el monitoreo de las condiciones ambientales (Shah *et al*., 2003; Stephens y Wagner, 2006; Gove *et al*., 2009, Philpott *et al*., 2010).

Se evaluó la hipótesis de que el cambio en la cobertura vegetal en el estrato arbóreo, como consecuencia de un gradiente de reforestación, puede ejercer efectos que se reflejan sobre los niveles tróficos superiores de las comunidades de hormigas. En este sentido, Luna-Cavazos *et al*. (2008) mostraron cómo el disturbio por aprovechamiento forestal, cambio en el uso de suelo, pastoreo e incendios, son determinantes de la comunidad herbácea. Si ello ocurre, los efectos del disturbio, en consecuencia, se pueden expresar también sobre las comunidades de insectos.

Objetivos

Los objetivos del presente trabajo fueron evaluar los cambios en la diversidad, riqueza, abundancia y composición de la comunidad de hormigas, en función de las condiciones contrastantes en la conservación de la cobertura vegetal arbórea, así como proporcionar un listado con datos sobre los hábitos alimenticios de las especies de hormigas que componen la comunidad, en una zona de bosque templado del centro de México que no ha sido evaluada previamente y que, además, no cuenta con registros sobre la mirmecofauna de la región.

Materiales y métodos

Zonas de estudio

Se seleccionaron tres sitios de estudio en la región noroeste del Estado de México, contrastantes en cuanto a la condición relativa del bosque. Las condiciones consideradas fueron: *a)* bosque con elementos arbóreos nativos (árboles nativos: AN; 19° 45’ 48”N, 99° 59’ 20”O, 2908



msnm; clima templado semifrío, temperaturas entre 5 °C y 12 °C y precipitación anual entre 200 mm y 1800 mm), conformados por especies como *Quercus rugosa* Née, *Q. laurina* Humb. et Bonpl., *Q. crassipes* Humb. et Bonpl., *Pinus* sp., *Arbutus* sp. y *Arbutus xalapensis* Kunth, así como *Alnus* sp. y otras especies de bosque conservado, además de una mayor diversidad de formas de vida vegetal, de acuerdo con la clasificación de Flores y Álvarez-Sánchez (2004); *b)* bosque con una combinación de elementos arbóreos nativos (zona de combinación: ZC; 19° 43' 06''N, 100° 05' 38''O, 2738 msnm; clima templado subhúmedo, temperaturas entre 18 °C y 20 °C y precipitación media anual entre 200 mm y 1800 mm) con especies como *Q. laurina*, *Q. rugosa*, *Q. crassipes*, *Q.* sp., *Pinus* sp., *Arbutus* sp., y de reforestación como *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl.; *c)* bosque con elementos arbóreos de reforestación (R) con la especie *C. lindleyi* (19° 40' 30''N, 100° 05' 51'' O, 2679 msnm; clima templado semifrío, temperaturas entre 5 °C y 12 °C y precipitación anual entre 200 mm y 1800 mm); un análisis de diversidad de formas de vida mostró que fue el sitio con menor diversidad y riqueza de especies, en comparación de los otros dos, ya que presentó gran cantidad de herbáceas, y muy pocos arbustos y musgos (Guzmán-Mendoza, 2013).

Recolecta de hormigas

En cada sitio de estudio se eligieron 12 cuadrantes al azar de 10 m^2 cada uno, con cuatro trampas de caída, distribuidas al azar al interior del cuadrante. Este esquema permitió colocar 48 trampas de caída por sitio durante febrero y 48 más en 12 cuadrantes, también por sitio, durante marzo de 2009, para un total de 288 trampas en todo el estudio. Estas trampas fueron elaboradas con envases de plástico de 500 ml de capacidad, con 11 cm de diámetro y 13 cm de altura, a los que se les acondicionó una tapa que sostuvo un atrayente hecho a base de avena y miel. Las trampas fueron enterradas a nivel de suelo se mantuvieron cerradas por una semana, con el objeto de disminuir el efecto del disturbio. Una vez abiertas, los recipientes fueron llenados a la mitad únicamente con etilenglicol, sustancia no tóxica que evita la evaporación. Se añadieron unos granos de detergente, con la finalidad de disminuir la tensión superficial y facilitar el hundimiento de los insectos (Bestelmeyer *et al.*, 2000), permanecieron abiertas durante 72 horas. Las hormigas capturadas fueron lavadas con agua corriente para quitar tierra y otros materiales, se almacenaron en viales con alcohol al 70%, como conservador, para su posterior determinación en laboratorio. La determinación a nivel genérico se realizó utilizando las claves de Bolton (1994), así como las que se proporcionan en Mackay y Mackay (2005), para distintas especies. Una vez determinadas a nivel específico, las especies fueron agrupadas por hábitos alimenticios, de acuerdo con Brown (2000). El material se conserva en la Colección de Hormigas, del Laboratorio de Ecología y Sistemática de Microartrópodos, Facultad de Ciencias, UNAM.

Análisis estadístico

La abundancia de la fauna de hormigas por sitio se obtuvo a partir de la suma de individuos por especie por trampa. Para cada sitio se calculó la riqueza de especies (S), la diversidad con el índice de Shannon (H'), la dominancia con el índice de Simpson (1/D), y la equitatividad con el índice de Pielou (J'). Se aplicó un análisis de varianza de una vía con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, para comparar la variación en el número de individuos promedio capturados entre los sitios. En caso de diferencias significativas, se aplicó la prueba de LSD, diferencia mínima significativa, que se basa en la t de Student, con el objeto de reconocer los grupos que generan dichas diferencias. Con la finalidad de recalcular la probabilidad y tratar de evitar caer en el error tipo I, esta corrección consistió en dividir la probabilidad crítica entre el tamaño de muestra para cada comparación (Sokal y Rohlf, 1995). Además, se utilizó una prueba de χ^2, mediante una tabla de contingencia 4 x 3 bidimensional, para evaluar si hubo o no diferencias significativas en la abundancia de los diferentes gremios alimenticios de las hormigas entre las zonas de estudio, dado que esta información puede servir para valorar el efecto de las hormigas sobre el desarrollo de la comunidad (Hendrix *et al.*, 1988). En caso de valores significativos de χ^2, se realizó un análisis de residuales estan-

darizados, que permitió encontrar las categorías responsables de la desviación, aquellas que difieren del valor de la distribución normal estándar al 5% de 1,96 (Everitt, 1977). Para esto se utilizó el programa SPSS ver 12 (INC. 2003 SPSS For Windows Rel. 12.0 Chicago). Los índices de diversidad de Shannon fueron comparados mediante una prueba de *t* modificada (Hutcheson, 1970), con el programa estadístico PAST (Hammer *et al*., 2001). Se calculó la riqueza estimada de especies mediante del estimador Chao 2, que es un modelo no paramétrico y que se basa en las abundancias de los individuos con datos de presencia ausencia (Krebs, 1999; Escalante, 2003). Los índices fueron calculados mediante el programa Biodiversity Pro ver. 2 (McAleece, 1997). Así mismo, para explorar los patrones de distribución de las especies de hormigas en las 96 muestras, se llevó a cabo un Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS, por sus siglas en inglés), sobre la matriz de similitud construida con el índice de Jaccard para generar un espacio de ordenación de las muestras, donde se ajusta la compatibilidad de las disimilitudes en la matriz con la distancia euclidiana entre las muestras en el espacio de ordenación. Este método de ordenación ha probado ser adecuado para representar fielmente la similitud entre las muestras de comunidades en un espacio de ordenación (Minchin, 1987). Para este análisis se extrajeron dos dimensiones utilizando el programa XLSTAT 2011 (Addinsoft, 2011). Para todos los análisis realizados, fueron excluidas las trampas donde no se contabilizaron hormigas.

Resultados

FAUNA MIRMECOLÓGICA POR SITIO DE ESTUDIO: Durante el periodo de trabajo de campo fueron recolectados 1517 individuos, pertenecientes a cinco subfamilias y 20 especies. La subfamilia que presentó la mayor abundancia fue Formicinae con 750 individuos, contabilizados en todas las trampas (7,4 ± 0,29 por trampa), seguida de Myrmicinae con 383 (3,8 ± 0,11) y Dolichoderinae con 373 individuos (5,4 ±

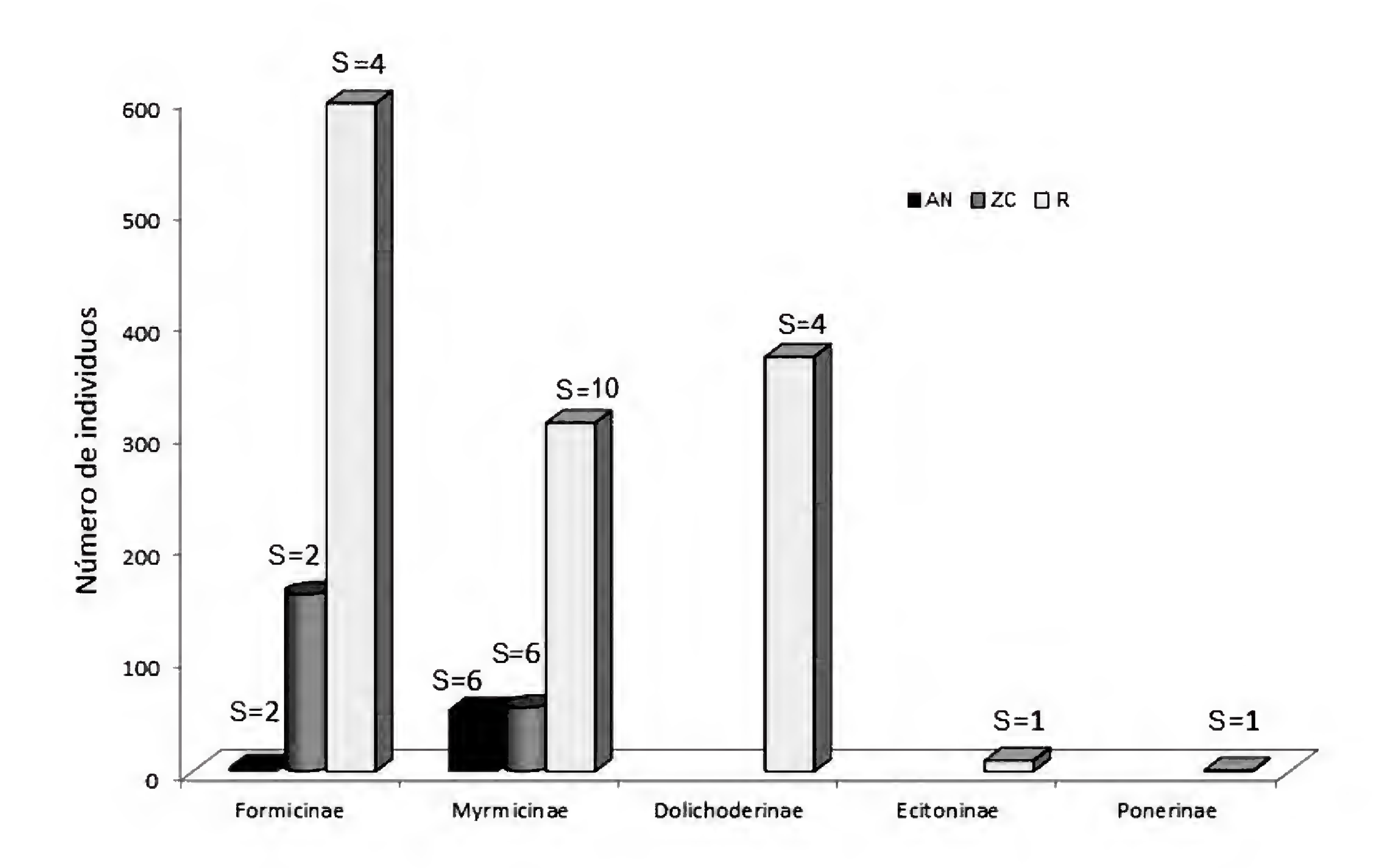


FIGURA 1. Cantidad de individuos por subfamilia y número de especies presentes en cada zona de estudio. Árboles nativos (AN); zona de combinación (ZN); reforestación (R), S = número de especies por familia dentro de cada sitio.



0,40). El sitio con mayor número de organismos a este nivel taxonómico fue R, con cinco subfamilias, Formicinae y Myrmicinae se presentaron en los tres sitios de estudio, aunque en R se cuantificaron las abundancias más importantes. Especies de Ecitoninae y Ponerinae, sólo fueron recolectadas en R, al igual que la mayoría de las especies de Dolichoderinae, a excepción de *Dorymyrmex grandulus*, que también se encontró en AN. Además, el mayor número de individuos y de especies por subfamilia (S = 20) registrado durante el estudio, fue encontrado en R (Fig. 1).

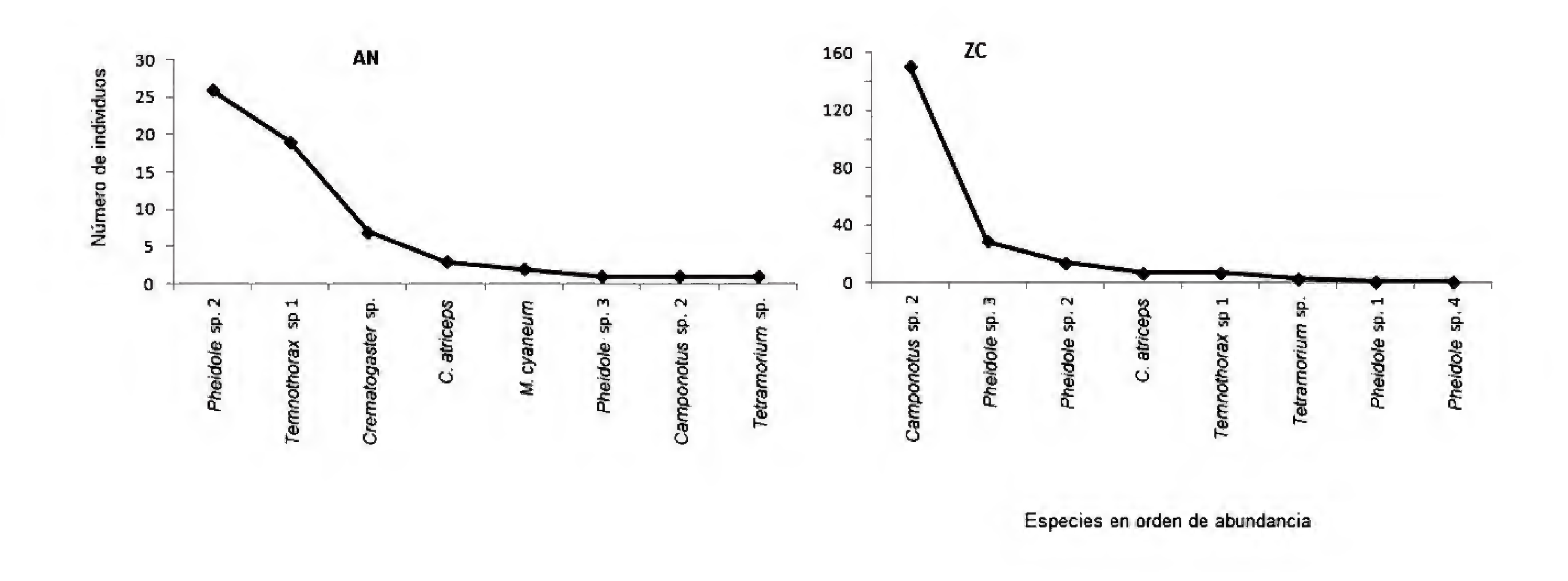
En términos generales, Myrmicinae, registró la mayor cantidad de especies (S=10), siendo la más abundante *Pheidole* sp. 3, con 181 ejemplares. De Dolichoderinae, se encontraron cuatro especies, con *Liometopum apiculatum* (Mayr), como la más abundante por el número de individuos contabilizados. La subfamilia Formicinae registró cuatro especies, con *Camponotus* sp.2, la más importante en términos de su abundancia (615 individuos; 17,5 ± 0,67 por trampa en todos los sitios). En Ecitoninae y Ponerinae se identificó sólo a una especie, *Labidus coecus* (Latreille) y *Odontomachus clarus* (Roger), respectivamente. Las especies, *Dorymyrmex bureni* (Trager), *Camponotus* sp.1, *Formica* sp. y *O. clarus*, obtuvieron únicamente un registro durante todo el estudio (Tabla 1).

Por otro lado, a excepción de *D. grandulus*, el resto de especies de Dolichoderinae se presentaron solamente en R. Además, la mayor parte de las especies encontradas fueron más abundantes en esta zona, por ejemplo, *L. apiculatum*, *Camponotus* sp. 2 y *Pheidole* sp. 3. En contraste, pocas especies fueron abundantes en AN (*Pheidole* sp. 2 y *Temnothorax* sp. 1) y ZC, (*Camponotus* sp. 2) (Fig. 2). Finalmente, el resultado de la prueba de Kruskal-Wallis

TABLA 1. Especies colectadas, gremios alimenticios y promedio de individuos por trampa, presentes en los sitios de estudio.

Subfamilia/especie	*Hábitos alimenticios*	*Número de individuos promedio ±SE*	*Presencia*		
			AN	ZC	R
Dolichoderinae					
Dorymyrmex grandulus	D, HD, CR, NC	0,12 ±0,2	x		x
Dorymyrmex flavopectus	HD	0,07 ±0,1			x
Dorymyrmex bureni	D	0,01 ±0,1			x
Liometopum apiculatum	HD	6,4 ±0,8			x
Ecitoninae					
Labidus coecus	D, CR	0,1 ±0,3			x
Formicinae					
Camponotus atriceps	CR	2,3 ±0,8		x	x
Camponotus sp.1	HD, D, CR	0,01 ±0,1			x
Camponotus sp.2	HD, D, CR	10,9 ±0,6	x	x	x
Formica sp.	HD, CR	0,01 ±0,1			x
Myrmicinae					
Crematogaster sp.	D, HD, CR	0,1 ±0,2	x		x
Monomorium cyaneum	D, HD, GR	0,5 ±0,5	x		x
Pheidole sp.1	GR, CR, D, HD	0,4 ±0,4		x	x
Pheidole sp.2	GR, CR, D, HD	1,2 ±0,2	x	x	x
Pheidole sp.3	GR, CR, D, HD	32 ±0,5	x	x	x
Pheidole sp.4	GR, CR, D, HD	0,03 ±0,1		x	x
Pheidole sp.5	GR, CR, D, HD	0,03 ±0,1			x
Temnothorax sp.1	CR	0,5 ±0,3	x	x	x
Temnothorax sp.2	CR	0,5 ±0,3			x
Tetramorium sp.	HD, CR	0,1 ±0,1	x	x	x
Ponerinae					
Odontomachus clarus	D	0,01 ±0,1			x

AN = árboles nativos; ZC = zona de combinación; R = reforestación. X = indica presencia. D = Depredadoras, HD = Ambrosía, CR = Carroñeras; NC= Nectarívoras; GR = Granívoras.



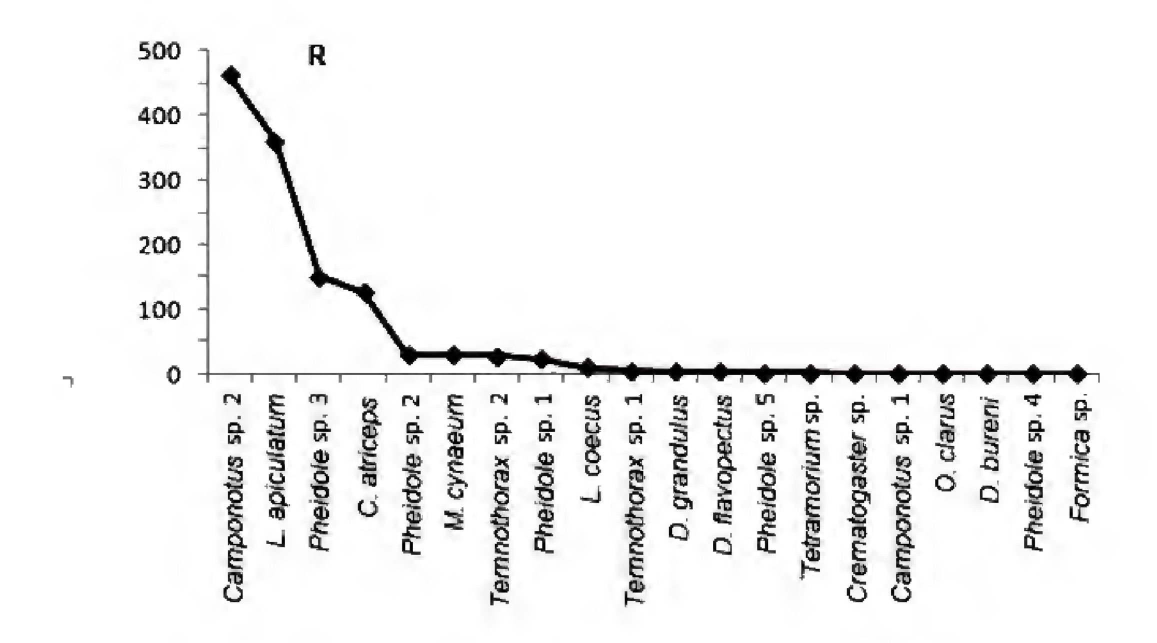


FIGURA 2. Abundancia de especies de hormigas, presentes en cada zona de estudio. AN= árboles nativos; ZN = zona de combinación; R = reforestación.

(K-W), indicó que el número promedio de individuos capturados durante el periodo de estudio, fue estadísticamente diferente entre las zonas ($K\text{-}W_{0,05;2}$ = 18,002; $p < 0,0001$), presentando R un promedio mayor de hormigas capturadas (67,7 ± 3,6), en comparación con AN (3,1 ± 0,9) y ZC (11,3 ± 2,3), que también registraron diferencias en intervalo de la cantidad de organismos atrapados. El análisis de LSD mostró diferencias significativas en todos los caos (AN-ZC = 8,21; p = 0,035. AN-R = 64,68; p = 0,00075. ZC-R = 56,47; p = 0,0016).

COMUNIDAD MIRMECOLÓGICA: El resultado del análisis comparativo, sugiere diferencias significativas entre los índices de diversidad en cada zona. En este sentido, la diversidad de AN (árboles nativos), fue mayor a ZC (zona de combinación) ($t_{0,05\,(2)112,5}$ = 2,53; p = 0,012), pero menor a la diversidad encontrada en R (reforestación) ($t_{0,05\,(2)65,7}$ = 2,45; p = 0,016). La comparación entre ZC y R, indica que el primer sitio, fue el de menor diversidad de todos demás ($t_{0,05\,(2)275,7}$ = 8.08; $p < 0,0001$) (Tabla 2). En contraste, R no sólo fue el sitio de mayor diversidad, sino también el de mayor riqueza de especies (S = 20).

Por otro lado, de acuerdo con el índice de Simpson (Tabla 2), la dominancia observada en AN está determinada fundamentalmente por la abundancia de dos espe-



cies, que en orden de importancia (abundancia), fueron las mirmecinas: *Pheidole* sp.2 y *Temnothorax* sp. 1 (Fig. 2). En ZC, la especie más importante para la comunidad por su abundancia es *Camponotus* sp.2 (Fig. 2). Finalmente, en R, las especies que estructuraron a la comunidad en términos de su dominancia, fueron *Camponotus* sp. 2 y *L. apiculatum* (Fig. 2). Los resultados muestran una marcada heterogeneidad en AN, a pesar de tener una diversidad menor que R. En este sentido, el índice de equitatividad (J') sugiere una mayor dominancia en R y AN (Tabla 2)

Todas las especies registradas en el estudio se presentaron en R y algunas fueron observadas únicamente en este sitio. Por ejemplo, para la familia Dolichoderinae, las especies *D. flavopectus*, *D. bureni* y *L. apiculatum*; la única especie de Ecitoninae: *L. coecus*; dos especies de Formicinae: *Camponotus* sp. 1 y *Formica* sp.; *Temnothorax* sp. 2 (Myrmicinae) y *O. clarus* (Ponerinae). En cuanto a AN y ZC, todas las especies encontradas en estos sitios fueron compartidas, ya sea entre ellas o con R (Fig. 2, Tabla 1).

El análisis de χ^2 muestra diferencias significativas en la distribución de los gremios alimenticios entre los tres ambientes estudiados ($\chi^2_{0,05;6}$= 40,75; p< 0,0001). En este sentido, la presencia de los gremios, puede estar relacionada con las características de las zonas, en cuanto a los recursos que pueden explotar en cada una. Comparando los valores absolutos encontrados a partir del resultado de residuales estandarizados, con 5% de la desviación normal estándar (1,96), es posible observar que muchos de los residuales ajustados son significativos, principalmente para las zonas ZC y AN. En cuanto a R, sólo HD fue diferente de la desviación normal estándar, además de que en esta zona se encontró *Dorymyrmex grandulus*, considerada también, nectarívora (NC) y que fue la única especie con este tipo de actividad alimenticia (Tabla 3).

Las curvas de acumulación de especies, sugieren valores similares para ZC y AN, que fueron más bajos en comparación con R. Con un mayor esfuerzo de muestreo, el resultado indica que probablemente se podrían incrementar o igualar los valores observados en ZC y AN, pero no llegar a la riqueza potencial estimada para R (Fig. 3).

Efecto de las modificaciones del hábitat. El análisis de ordenación mostró que las comunidades se ordenan a lo largo de un gradiente que va de la zona más conservada (AN), pasando por la zona con elementos de la vegetación original y de reforestación (ZC), hasta las muestras de la zona sujeta a la mayor modificación de la comunidad vegetal (R). Este gradiente está definido por los dos primeros ejes del NMDS, con un estrés de 0,193, que se considera como una solución aceptable para la representa-

Tabla 2. Valores para: riqueza de especies (S), índices de diversidad de Shannon (H') y Simpson (1/D), diversidad máxima de especies (H'max) e índice de equitatividad (J') para las comunidades de hormigas por sitio de colecta.

Parámetro	*AN*	*ZC*	*R*
S	8	8	20
H'	0,62	0,44	0,74
1/D	3,4	1,9	4,1
H'max	0,90	0,90	1,30
J'	0,69	0,49	0,56

AN = árboles nativos, ZC = combinación, R= reforestación

Tabla 3. Valores de los residuales ajustados mediante el método de residuales estandarizados, comparados con el valor de la desviación normal estándar al 0,05 de 1,96 para las comunidades de hormigas por sitio de colecta y gremio trófico.

Zonas	*Gremios*			
	D	*HD*	*CR*	*GR*
AN	-7,4	-20,9	12,4	55,2
ZC	10,8	-7,8	5,8	-17,9
R	-1,9	2,7	-1,9	0,9

AN = árboles nativos; ZC = zona de combinación; R = reforestación. D = Depredadoras, HD = Ambrosía, CR = Carroñeras; GR =G ranívoras.

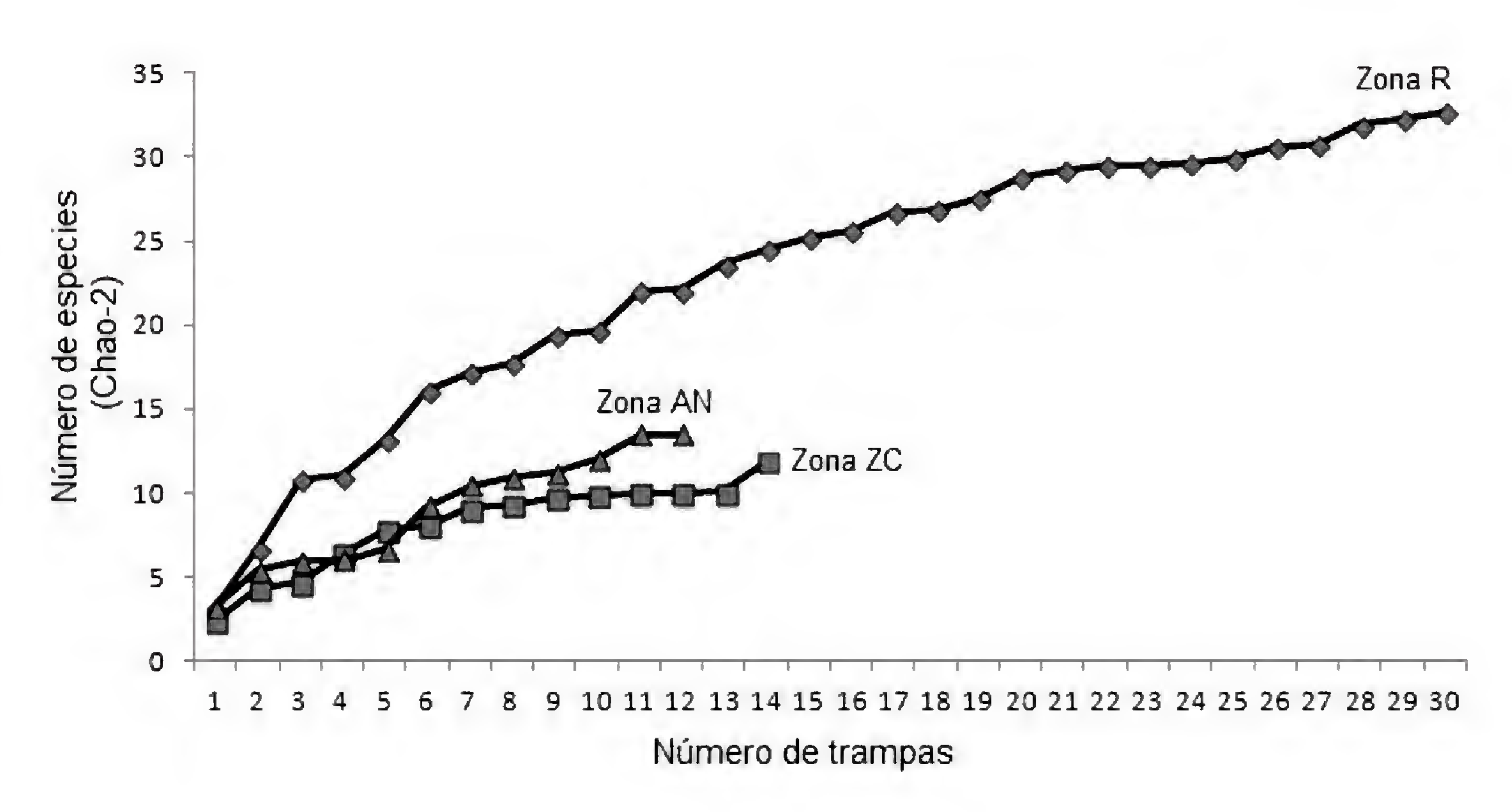


FIGURA 3. Curvas de estimación potencial de la riqueza de especies de hormigas para cada zona de estudio. AN = árboles nativos; ZN= zona de combinación; R = reforestación

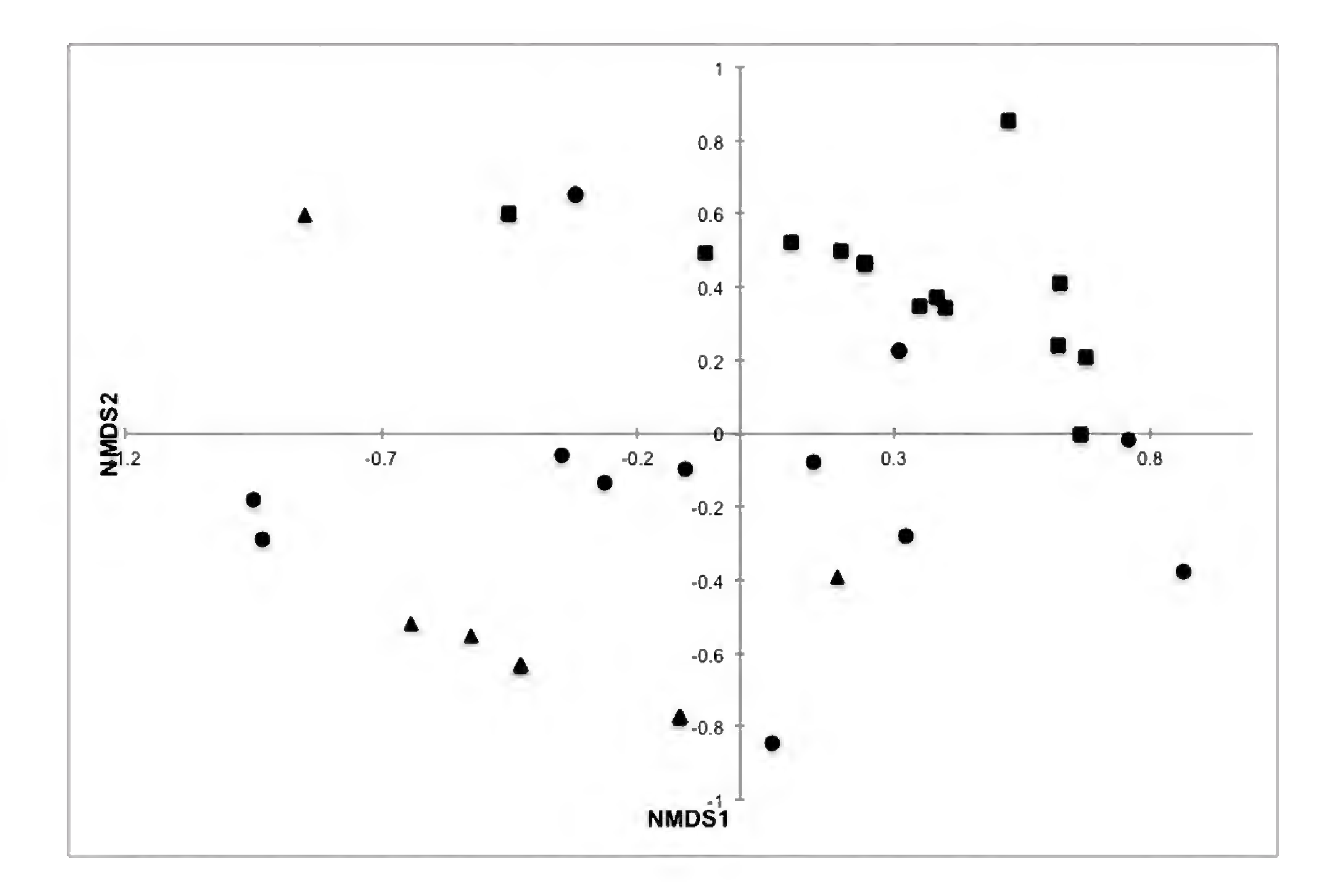


FIGURA 4. Diagrama de dispersión en dos ejes del Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) de las comunidades de hormigas en zonas con diferente condición de la cobertura vegetal arbórea. AN = árboles nativos (▲); ZN = zona de combinación (●); R = reforestación (■).



ción de las similitudes entre las muestras en el espacio de ordenación (Kruskal, 1964) (Fig. 4). De acuerdo con lo anterior, especies como *Temnothorax* sp. 1 y *Crematogaster* sp., corresponden a la zona conservada, mientras que *Pheidole* sp. 3, *Pheidole* sp. 2, *Tetramorium* sp. y *Pheidole* sp .4, aparecen relacionadas con ZC. Especies como *Pheidole* sp. 1, *L. apiculatum* y *C. atriceps*, parecen tener una preferencia mayor por R. También se puede apreciar una segregación clara de las muestras de acuerdo con el sitio al que pertenecen, aunque la heterogeneidad en la composición de especies dentro de cada zona es relativamente alta. Así, las muestras para AN tuvieron una similitud promedio de 47,36 ± 26,02%. En ZC el valor promedio de semejanza entre las muestras fue de 26,55 ± 29,87% y, en R, el valor promedio fue de 42,85 ± 35,93%. Los resultados obtenidos muestran que la fauna de ZC fue más parecida a AN que a R. Especies como *C. atriceps*, *Pheidole* sp. 4 y *Tetramorium* sp. fueron elementos compartidos entre ZC y AN. *Camponotus* sp. 1, *Pheidole* sp. 4 y *Pheidole* sp. 1. se presentaron tanto en ZC como en R.

Discusión

Los resultados sugieren que las comunidades de hormigas se han visto afectadas por el cambio en la cobertura vegetal arbórea, originada por el gradiente de reforestación. Se observa un gradiente entre las zonas AN (la más conservada) hasta R, que corresponde a la zona con mayor modificación ambiental por la reforestación, donde ZC es el lugar intermedio en cuanto a conservación. El hecho de que R sea la zona con mayor diversidad, puede deberse a que las hormigas son colonizadoras exitosas en sitios con perturbaciones frecuentes (Folgarait, 1998), siendo *Pheidole* sp.1, *L. apiculatum* y *C. atriceps*, especies indicadoras tanto de un proceso de recolonización progresivo, como de la perturbación de un sitio, lo que se ha observado para algunas especies de Dolichoderinae que son funcionalmente un grupo dominante de acuerdo con Andersen (2000) y Andersen y Majer (2004). Estudios realizados en bosques perturbados de eucaliptos en Australia, en zonas perturbadas del Chaco Argentina y en bosques templados en Georgia, muestran que algunas especies de Dolichoderinae, pertenecientes a los géneros *Dorymyrmex* y *Forelius*, son comunes en hábitats alterados (Graham *et al.*, 2004). Sin embargo, a diferencia de estos estudios, los resultados obtenidos muestran que el disturbio ocurrido en las zonas de trabajo incrementa además de la abundancia, la diversidad de hormigas, aunque con una menor equitatividad. Lo anterior puede deberse a factores intrínsecos del disturbio, como la frecuencia, la intensidad y la fuente de la perturbación, lo que a su vez afecta los ensambles de la comunidad (Fukami y Morin, 2003). Por ejemplo, se ha observado que las hormigas arbóreas son más sensibles a la fragmentación que las hormigas terrestres (Gove *et al.*, 2009); mientras que el estrés hídrico en las plantas promueve respuestas tanto negativas como positivas y neutras, sobre la abundancia y la diversidad que depende de los gremios estudiados (Huberty y Denno, 2004). Andersen (1991a) encontró que especies de hormigas crípticas y generalistas eran comunes en zonas sin disturbio, mientras que las hormigas oportunistas y especializadas lo eran en zonas con disturbio por fuego. En el presente trabajo, la zona R registró una mayor abundancia de hormigas con hábitos alimenticios carroñeros y de ambrosía.

Las especies que actúan como carroñeras, bien pueden estar funcionando como las oportunistas observadas por Andersen (1991a), la ambrosía, por su parte, puede estar favorecida por la presencia de hormigas del género *Camponotus*, específicamente del morfo sp. 2, que pueden estar asociadas a otros organismos como hemípteros de la familia Membrasidae, que estuvieron presentes en la zona de estudio (Guzmán-Mendoza, 2013) y que se ha publicado, que son atendidos por hormigas (Schuh y Slater, 1995). Sin embargo, inferir el efecto de las modificaciones del ambiente sobre la comunidad de hormigas basado en los hábitos alimenticios debe tomarse con cautela debido a que para algunas especies no se conoce totalmente la dieta, como en el caso de *Temnothorax* (Rueppell y Kirkman, 2005).

Una explicación alterna refiere a que tales asociaciones, pueden corresponder a los grupos funcionales propuestos por Andersen (1991b). En este sentido, las

Dolichoderinae y las generalistas *Pheidole*, funcionalmente definidas como dominantes, fueron abundantes en R, así como las subordinadas *Camponotus*.

El gradiente de conservación sugerido por los resultados donde AN y R son los extremos de un bosque conservado a uno completamente modificado, muestra que éstos tienen una diversidad mayor que el punto intermedio. Lo anterior parece contraponerse a lo predicho por la teoría del disturbio intermedio y a lo observado en otros grupos donde la riqueza aumenta hacia los sitios con disturbio intermedio (Premauer y Vargas, 2004). Una razón puede radicar en la naturaleza de los factores involucrados en el disturbio (Guzmán-Mendoza *et al*., 2010) y que pueden condicionar la identidad de las especies que conforman una comunidad. En particular en R, ocurren incendios accidentales durante la temporada seca, mientras que en ZC, el disturbio es ocasionado por las veredas que marcan los habitantes, los animales de pastoreo y la extracción de leña, lo que no se presenta en AN.

Por otro lado, la baja abundancia de hormigas en AN, puede responder al hecho de que este atributo de la comunidad, decrece al incrementarse la madurez del bosque y, por lo tanto, las condiciones conservadas del mismo (Sonthichai *et al*., 2006); pero además, los resultados son consistentes con la hipótesis de la limitación termal: temperaturas frías limitan la capacidad de las hormigas para obtener recursos (Kaspari *et al*., 2000) y, dado que en esta zona se registran las temperaturas más bajas, resulta una posible explicación. De acuerdo con los resultados, especies como *Temnothorax* sp. 1 y *Crematogaster* sp., serían especies esperadas en zonas de bosque conservado. La baja diversidad encontrada en AN puede indicar que las hormigas se encuentren también en otros ambientes dentro de la zona; las epífitas como bromelias, helechos y musgos, que crecen sobre las ramas de los encinos, y que son más abundantes en esta zona, y prácticamente inexistentes en R, pueden estar incrementando la heterogeneidad ambiental y por lo tanto, generar hábitats a especies que no visitan el suelo o al menos que lo hacen pocas veces, como *Crematogaster* sp., que se encontró en AN. Lo anterior puede explicar el hecho de que AN fue una zona con menor diversidad que R, no obstante que la heterogeneidad de la comunidad fue mayor a cualquiera de las otras dos zonas. Además, existen antecedentes donde se ha mostrado una relación positiva, entre la heterogeneidad ambiental proporcionada por la diversidad vegetal y la diversidad de artrópodos (Siemann *et al*., 1998).

A pesar de que se observa un incremento de la diversidad de hormigas en la zona con un cambio drástico en la cobertura vegetal, la modificación a través de reforestaciones monoespecíficas puede homogeneizar la diversidad de insectos debido a que disminuye la hetereogeneidad espacial, lo cual puede repercutir sobre procesos importantes de los ecosistemas como el flujo de nutrientes, la composición de la comunidad de productores y sobre la productividad primaria del ambiente (Guzmán-Mendoza, 2004).

Conclusiones

De acuerdo con los resultados, se observa un efecto, dependiendo del grado de conservación, de las condiciones de los bosques sobre la riqueza, diversidad, composición y estructura de las comunidades de hormigas presentes en los sitios de colecta. En este sentido, la zona R muestra valores altos en estos parámetros de la comunidad, seguido de AN y finalmente de ZC, la zona intermedia. En principio esto sugiere que la hipótesis del disturbio intermedio no se cumple con los datos encontrados, mientras que otras hipótesis, como la limitación termal (Klok *et al*., 2004), sí se sustenta con los resultados obtenidos. Para corroborar dichos resultados, es necesario incrementar los puntos de muestreo, aunque se debe considerar que las condiciones sean lo más parecidas entre sí.

Se propone que la identidad de las especies de hormigas presentes en la zona AN, puede ser utilizada para apoyar una estrategia adecuada de conservación, manejo o reforestación de los bosques de la región, como lo muestra la presencia de especies como *Crematogaster* sp. No obstante, para reforzar estos resultados se deben tomar en cuenta aspectos como la heterogeneidad espacial a la que responden sensiblemente las hormigas, al modificar las



abundancias de sus poblaciones y la composición de sus comunidades.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Susana Valencia Ávalos (Facultad de Ciencias de la UNAM) y a Carmen De la Paz Pérez-Olvera (UAM-I), por la identificación de las especies arbóreas presentes en la zona de estudio. A las autoridades locales: Pascasio Ramírez Ramírez; Rosendo Santana Martínez y Javier Téllez, por las facilidades y apoyo en el trabajo de campo. A Josefina Calzontzi Marín y Teresa Colín Calzonzi por su ayuda en la separación de insectos. Al Conacyt por la beca de posgrado y al programa del Doctorado en Ciencias Biológicas de la UAM al que estuvo adscrito el primer autor. Finalmente a los dos revisores anónimos, con cuyas sugerencias se mejoró significativamente el escrito.

Referencias

Addinsoft. 2011. XLSTAT 2011. Addinsoft. Paris. 230 p.

Alba-López, M.P., M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial y M.A. Castillo-Santiago. 2003. Determinantes de la distribución de *Pinus* spp. en la altiplanicie central de Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 73:7-15.

Andersen, A.N. 1991a. Responses of ground foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. *Biotropica* 23(4b):575-585.

Andersen, A.N. 1991b. Parallels between ants and plants: implications for community ecology. *In*: C. Huxley y D.F. Cutler, eds. Ant-plant interactions. Oxford Science Publications. p:539-558.

Andersen, A.N. 2000. A global ecology of rain forest ants: functional groups in relation to stress and disturbance. *In*: D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso y T.R. Schultz, eds. Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. p:25-34.

Andersen, A.N. y J.D. Majer. 2004. Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology Environment* 2(6):291-298.

Bestelmeyer, B.T., D. Agosti, L.E. Alonso, C.R.F. Brandao, W.L. Brown Jr., J.H.C. Delabie y R. Silvestre. 2000. Field techniques for study of ground-dwelling ants: an overview, description and evaluation. *In*: D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso y T.R. Schultz, eds. Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. p:122-144.

Bestelmeyer B.T. y J.A. Wiens. 2001. Ant biodiversity in semiarid landscape mosaics: The consequences of grazing vs. natural heterogeneity. *Ecological Applications* 11(4): 1123-1140.

Bolton, B. 1994. Identification guide to the ant genera of the World. London, Harvard University Press. 222 p.

Brown, W.L. 2000. Diversity of ants. *In*: D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso y T.R. Schultz, eds. Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. p:45-79.

Escalante, E.T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos* 52:53-56.

Everitt, B.S. 1977. The analysis of contingency tables. Chapman and Hall/CRC. Londres. 128 p.

Farji-Brener, A.G. 1992. Modificaciones al suelo realizadas por hormigas cortadoras de hojas (Formicidae: Attini): una revisión de sus efectos sobre la vegetación. *Ecología Austral* 2:87-94.

Flores, J.S. y J. Álvarez-Sánchez. 2004. Flora y vegetación. *In*: F. Bautista S., H. Delfín G., J.L. Palacio P., M del C. Delgado, eds. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. México. UNAM, UAY, Conacyt, INE. p:303-327.

Folgarait, P. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. *Biodiversity and Conservation* 7(9):1221-1244.

Fortanelli, M.J. y M.E. Servín. 2002. Desechos de hormiga arriera (*Atta mexicana* Smith), un abono orgánico para la producción hortícola. *Terra* 20 (2):153-160.

Fregoso, A., A. Velázquez, G. Bocco y G. Cortéz. 2001. El enfoque de paisaje en el manejo forestal de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. Investigaciones Geográficas, *Boletín del Instituto de Geografía*. UNAM. 46:58-77.

Fukami, T. y P.J. Morin. 2003. Productivity-biodiversity relationships depend on the history of community assembly. *Nature* 424(6965):423-426.

Gove, A.D., J.D. Majer y V. Rico-Gray. 2009. Ant assemblages in isolated trees are more sensitive to species loss and replacement than their woodland counterparts. *Basic and Applied Ecology* 10(2):187-195.

Graham, J.H., H.H. Hughie, S. Jones, K. Wrinn, A.J. Krzysik, J.J. Duda, D.C. Freeman, J.M. Emlen, J.C. Zak, D.A. Kovacic, C. Chamberlin-Graham y H. Balbach. 2004. Habitat disturbance and the diversity and abundance of ants (Formicidae) in the Southeastern Fall-Line Sandhills. *Journal of Insect Science* 4(30):1-15. En línea: insectscience.org/4.30.

Guzmán-Mendoza, R. 2004. Patrones de actividad de forrajeo de *Pogonomyrmex barbatus* en el valle semiárido de Zapotitlán Salinas, Puebla. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana. 116 p.

Guzmán-Mendoza, R. y G. Castaño-Meneses. 2007. Selected foraging activity of *Camponotus rubrithorax* Forel (Hymenoptera: Formicidae) in the Zapotitlán Salinas valley, Puebla. *Sociobiology* 50(2):435-448.

Guzmán-Mendoza, R., G. Castaño-Meneses y M.C. Herrera-Fuentes. 2010. Variación espacial y temporal de la diversidad de hormigas en el Jardín Botánico del valle de Zapotitlán de las Salinas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80(2):427-435.

Guzmán-Mendoza, R. 2013. Efectos de la reforestación sobre los patrones de diversidad de artrópodos en una región de bosque templado del Centro de México. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma Metropolitana. 283 p.

Hammer, Ø., D.A.T. Harper y P.D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm; última consulta: 16. II.2011.

Hendrix, S.D., V.K. Brown y H. Dingle. 1988. Arthropod guild structure during early old field succession in a new and old world site. *Journal of Animal Ecology* 57(3):1053-1065.

Hölldobler, B. y E.O. Wilson. 1990. The Ants. Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts. 732 p.

Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1):151–154.

Huberty, A.F. y R.F. Denno. 2004. Plant water stress and its consequences for herbivorous insects: a new synthesis. *Ecology* 85(5):1383-1398.

Kaspari, M., L. Alonso y S. O'Donnell. 2000. Three energy variables predict ant abundance at a geographical scale. *Proceedings of the Royal Society of London B* 267(1442):485-489.

Klok, C.J., B.J. Sinclair y S.L. Chown. 2004. Upper thermal tolerance and oxygen limitation in terrestrial arthropods. *The Journal of Experimental Biology* 207:2361-2370.

Krebs, C.J. 1999. Ecological methodology. 2ª ed. Benjamin Cummings. Menlo Park California. 620 p.

Kruskal, J.B. 1964. Nonmetric Multidimensional Scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29(2): 115-129

Luna-Cavazos, M., A. Romero-Manzanares y E. García-Moya. 2008. Afinidades en la flora genérica de piñonares del norte y centro de México: un análisis fenético. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79(2):449-458.

McAleece, N. 1997. Biodiversity Professional Beta. Version 2.0.The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Science.

Mackay, W. y E. Mackay. 2005. The ants of North America. http://www3.utep.edu/leb/ antgenera.htm; última consulta: 24.I.2011.

Majer, D.J. 1983. Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land use, and land conservation. *Environmental Management* 7(4):375-383.

Mas, J.F., A. Velázquez, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández y A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multidate spatial data base for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5(4):249-261.

Mattoni, R., Longcore T. y V. Novotny. 2000. Environmental auditing arthropod monitoring for fine-scale habitat analysis: a case study of the El Segundo sand dunes. *Environmental Management* 25(4):445–452.



Medina, J.G. y J.D. Tejero-Diez. 2006. Flora y vegetación del parque estatal Atizapán-Valle Escondido, Estado de México, México. *Polibotánica* 21:1-43.

Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordinations. *Vegetatio* 69(1-3):89-107.

Naeem, S., F.S. Chapin III, R. Constanza, P.R. Ehrlich, F.B. Golley, D.U. Hooper, J.H. Lawton, R.V. O'Neill, H.A. Mooney, O.E. Sala, A.J. Symstad y D. Tilman.1999. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* 4:1-11.

Philpott, S.M. y I. Armbrecht. 2006. Biodiversity in tropical agroforests and ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological Entomology* 31(4):369-377.

Philpott, S.M., I. Perfecto, I. Armbrecht y C.L. Parr. 2010. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. *In*: L. Lach, C.L. Parr y K.L. Abbott, eds. Ant ecology. Oxford University Press. Oxford. p:137-156.

Premauer, J. y O. Vargas. 2004. Patrones de diversidad en vegetación pastoreada y quemada en un páramo húmedo (parque natural Chingaza, Colombia). *Ecotropicos* 17(1-2):52-66.

Rojas, P. 2001. Las hormigas del suelo en México: Diversidad, distribución e importancia (Hymenoptera: Formicidae). *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)* número especial 1:189-238.

Rueppell, O. y R.W. Kirkman. 2005. Extraordinary starvation resistance in *Temnothorax rugatulus* (Hymenoptera, Formicidae) colonies: demography and adaptative behavior. *Insectes Sociaux* 52(3):282-290.

Rzedowski, J. 1992. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Ciencias* número especial 6:47-56.

Schuh, R.T. y J.A. Slater. 1995. True bugs of the world (Hemiptera: Heteroptera) classification and natural history. Cornell University Press. Nueva York. 416 p.

Shah, P.A., D.R. Brooks, J.E. Ashby, J.N. Perry e I.P. Woiwod. 2003. Diversity and abundance of the coleopteran fauna from organic and conventional management systems in southern England. *Agricultural and Forest Entomology* 5(1):51-60.

Siemann, E., D. Tilman, J. Haarstad y M. Ritchie. 1998. Experimental test of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist* 152(5):738-750.

Sokal R.R. y J.F. Rohlf. 1995. Biometry. The principles and practice of statistic in biological research. 3a ed. W.H. Freeman and Company. Nueva York. 887 p.

Sonthichai, S., N. Gavinjan, S. Suwannaratana y W. Jaitrong. 2006. A comparison of ant populations in restored forest of different ages and adjacent natural vegetation in northern Thailand. *Kasetsart Journal: Natural Science* 40(4):882-889.

Stephens, S.S. y M.R. Wagner. 2006. Using ground foraging ant (Hymenoptera: Formicidae) functional group as bioindicators of forest health in northern Arizona ponderosa pine forest. Envrionmental Entomology 35(4):937-949.

Valencia A., S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75:33-53.

Whitford, E.G. 1978. Foraging in seed harvester-ants *Pogonomyrmex* spp. Ecology 59(1):185-189.

Wilby, A., M. Shachak. 2000. Harvester ant response to spatial and temporal heterogeneity in seed availability: pattern in the process of granivory. *Oecologia* 125(4):495-503.

Zavala, C.F. 1998. Observaciones sobre la distribución de encinos en México. *Polibotánica* 8:47-64.

Zavala-Hurtado, J.A., P.L. Valverde, M.C. Herrera-Fuentes y A. Díaz-Solís. 2000. Influence of leaf-cutting ants (*Atta mexicana*) on performance and dispersion patterns of perennial desert shrubs in an Inter-tropical region of Central Mexico. *Journal of Arid Environments* 46(1):93-102.

Manuscrito recibido el 14 de diciembre de 2011.
Aceptado el 16 de agosto de 2013.

Este documento se debe citar como:
Guzmán-Mendoza, R., J.A. Zavala-Hurtado, G. Castaño-Meneses y J.L. León-Cortés. 2014. Comparación de la mirmecofauna en un gradiente de reforestación en bosques templados del centro occidente de México. *Madera y Bosques* 20(1):71-83.

Madera y Bosques vol. **20**, núm. **1 : 85-96** Primavera **2014**



Propagación por enraizamiento de estacas y conservación de árboles plus extintos de *Pinus patula* procedentes del norte de Veracruz, México

Propagation by rooting of cuttings and conservation of extinct plus trees of *Pinus patula* from the north of Veracruz, Mexico

Armando Aparicio-Rentería[1], Sergio Francisco Juárez-Cerrillo[2] y Lázaro Rafael Sánchez-Velásquez[3]

1 Instituto de Investigaciones Forestales. Universidad Veracruzana. Veracruz, México. aaparicio@uv.mx

2 Facultad de Estadística e Informática. Universidad Veracruzana. sejuarez@uv.mx.

3 Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada (Inbioteca). CoSustentaUV. Universidad Veracruzana. lasanchez@uv.mx

Resumen

Como consecuencia del rescate de un lote de semillas colectado en marzo de 1995, se evaluó el porcentaje de germinación, el crecimiento de las plántulas de la progenie a través de un modelo de curvas de crecimiento, así como la capacidad de rebrote y enraizamiento de 224 setos de 28 árboles plus extintos de tres poblaciones de *Pinus patula*, cultivados en bolsa de plástico (grande y pequeña) bajo un diseño de cuatro bloques completamente al azar. Los porcentajes de germinación fueron significativamente diferentes entre las tres poblaciones, resultando superior para los individuos procedentes de Canalejas Otates. Durante el periodo de crecimiento de la progenie se observó un patrón definido por dos fases de incremento estacional, una en otoño-invierno y otra en primavera-verano. En general, la capacidad de rebrote de los setos podados a 15 cm de altura fue de 5 927 brotes en total, de éstos, 3 426 brotes fueron producidos por los setos cultivados en bolsa grande. Finalmente, el porcentaje de enraizamiento no fue estadísticamente diferente entre las tres poblaciones, sin embargo, las estacas procedentes de los setos cultivados en bolsa chica mostraron un efecto significativo, al 95% de confianza, con respecto a los de bolsa grande. Este trabajo es el primer resultado publicado de enraizamiento de estacas con *Pinus patula* hecho en México.

Palabras clave: Capacidad de rebrote, capacidad de enraizamiento, crecimiento de progenie, germinación, maduracción ontogenética, setos.

Abstract

As a result of the use of a seed lot collected in March 1995, the germination percentage, the seedling growth of progeny through a growth curves model, as well as production sprouts and rooting cuttings ability were evaluated under a design of four blocks completely randomized, derived from 224 hedges of 28 extinct plus-trees from three populations of *Pinus patula*, grown in plastic bags (large and small). The germination percentage results were significantly different among the three populations, resulting higher in individuals from the Canalejas Otates area. A pattern defined by two phases of seasonal increase, one in autumn-winter and other in spring-summer was observed during the period of initial progeny growth. Variable responses were obtained in the production ability of sprouts due to origin population, size of bag and the experimental design used in the hedges growing. Finally, the rooting percentage was not statistically different when compared between the three populations, however, the cuttings derived from hedges grown in small bags showed a significant effect at 95% confidence with respect to those grown in large bags. This work is the first report of rooting *Pinus patula* cuttings published in Mexico.

Key words: Resprouting ability, rooting ability, progeny growth, germination, ontogenetic matutation, hedges.

Introducción

La propagación vegetativa (PV) es la producción de plantas con características genéticas idénticas a la planta madre, ésta se logra principalmente a través de técnicas de injertado, enraizamiento de estacas y cultivo *in vitro*. La PV se aplica en proyectos productivos o para la conservación genética de especies, poblaciones e individuos (Zobel y Talbert, 1988; Celestino *et al*., 2005). Cuando se tiene una colección de pocos genotipos con características deseables, el uso de estacas es una opción para multiplicar organismos vegetales para la producción forestal (Goldfarb, 2007). El uso de estacas hace más efectivo el rendimiento de las plantaciones forestales por las ganancias logradas en términos de volumen, calidad de madera, rectitud de fuste y resistencia a enfermedades (Radke y Radke, 2004; CAMCORE, 2008). Actualmente, la multiplicación de material genéticamente mejorado se logra a través de la producción de estacas enraizadas (Mitchell *et al*., 2004a). En México, existe el interés por desarrollar programas de mejoramiento con especies nativas a través de la selección de individuos con las mejores características fenotípicas y genéticas. La finalidad es conservar los individuos mejor adaptados y con el mayor rendimiento productivo para trabajos de reforestación y plantaciones comerciales (CAMCORE, 2008).

Muchos programas de mejoramiento genético forestal utilizan la propagación vegetativa de genotipos superiores para su conservación (Sidhu, 1992; Celestino *et al*., 2005). En países con mayor desarrollo forestal que México, existe una tendencia por el uso de estacas para la multiplicación, por ejemplo, se usan con fines de reforestación y plantaciones comerciales especies como *Cryptomeria japonica*, *Cupressus sempervirens*, *Cunninghamia lanceolada*, *Pseudogsuga menziesii*, *Picea abies*, *Pinus taeda*, *Pinus radiata*, *Pinus oocarpa*, *Pinus maximinoi*, *Pinus tecunumanii* y *Pinus patula* (Shelbourne y Thulin, 1974; Ritchie, 1991; Osorio, 1993; Hamann, 1995; Ming-He *et al*., 1999; Capuana *et al*., 2000; Lindgren, 2001). El uso de estacas permite capturar y transferir a los clones todo el potencial genético del árbol madre (Zobel y Talbert, 1988). Sin embargo, no se realiza extensivamente debido a la capacidad morfogénica de cada especie y al cambio de fase que hace difícil la propagación de árboles adultos (Celestino *et al*., 2005).

Las especies de pino, en particular, no son fáciles de propagar por estacas, debido a: *1)* diferencias genéticas en la capacidad de enraizamiento, *2)* estado de madurez de la planta madre, *3)* enraizamiento variable entre estacas de una misma planta, *4)* crecimiento plagiotrópico, *5)* época de colecta de las estacas, *6)* tamaño de estacas *7)* condiciones ambientales *in situ* y *8)* tratamientos aplicados al cultivo y enraizado de estacas (Wise y Caldwell, 1994; Land Jr. y Cunningham, 1994; Marín, 1998; Aparicio-Rentería, 2007). Resalta entonces una limitante, la edad de la planta madre, donde los tejidos fisiológicamente maduros tienen una baja capacidad de enraizamiento contraria al material juvenil (Girouard, 1973; Zobel y Talbert, 1988). Es por esta razón que el establecimiento de plantaciones comerciales se basa en el uso de material juvenil (Mitchell *et al*., 2004a). Programas piloto de enraizado de estacas con *Pinus patula* se realizan en Colombia y Sudáfrica (Dvorak, 2002).

La conservación de la diversidad genética contenida en las poblaciones de pinos mexicanos (Sáenz-Romero *et al*., 2003) es necesaria por tres razones: *1) Pinus* es el género más importante, ecológica y económicamente, de las coníferas, *2)* México es el centro de diversidad de este género y *3)* algunas especies están en riesgo de extinción por el cambio de uso del suelo.

Por su rápido crecimiento y calidad de madera, *Pinus patula* Schiede ex Schlect. & Cham. var. *patula* (Dvorak *et al*., 2000), es una de las especies más utilizadas para la reforestación en México. En el extranjero existen cerca de un millón de hectáreas plantadas con *P. patula* en más de 20 países (FAO, 1967; Birks y Barnes, 1991; Wright, 1994), destinadas a la producción de madera, pulpa y papel (Wormald, 1975; Kanzler, 2002). El Programa Internacional para la Conservación y Domesticación de Árboles (CAMCORE), ha establecido 74 ensayos de procedencia a nivel mundial con *Pinus patula*, para identificar el crecimiento y sobrevivencia de la especie en diferentes ambientes (Dvorak *et al*., 1995;



Leibing *et al.*, 2009). Los resultados obtenidos en Brasil, Colombia y Sudáfrica demostraron que las procedencias de los estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz, son más productivas que las de otras procedencias localizadas más al norte o sur de México, cuando éstas crecen fuera de su distribución natural (Dvorak, 1997).

En 1995, personal del Instituto de Investigaciones Forestales de la Universidad Veracruzana realizó la selección de 70 árboles de la mejor calidad fenotípica (árboles plus) para la colecta de semilla en la sierra de Huayacocotla, Veracruz. Este proceso de selección, según CAMCORE (2007), permite capturar la mayor diversidad genética contenida en las poblaciones, para conservar la adaptabilidad de la especie a diferentes condiciones ambientales. Parte de esta semilla fue distribuida por CAMCORE para ensayos genéticos a 11 organizaciones de Brasil, Chile, Colombia, Sudáfrica y Zimbabwe (CAMCORE, 1995; Kanzler, 2002). Los resultados obtenidos indicaron que los árboles procedentes de la región de Huayacocotla fueron superiores en crecimiento, en la mayoría de los sitios de plantación.

De acuerdo con Camcore (1995), la sierra de Huayacocotla tiene los rodales más puros y no degradados de *P. patula* que cualquier otra zona en México. Sin embargo, por los programas de aprovechamiento realizados en la zona y por las excelentes características de crecimiento y rectitud del fuste de aquellos árboles seleccionados, estos han sido talados en su totalidad. Por consiguiente, y en la actualidad, sólo se cuenta con la semilla de estos árboles extintos, lo que las convierte en único y excelente material para la propagación y conservación de las características genéticas de la especie, contenidas en aquellas tres poblaciones de la región de Huayacocotla, Veracruz.

Objetivos

1) Evaluar la germinación de semillas de árboles plus extintos de *P. patula* de tres poblaciones del norte de Veracruz (Potrero Monroy, Canalejas Otates y La Selva), después de 13 años de ser colectadas, *2)* estimar el crecimiento, en altura y diámetro, de plántulas procedentes de tres poblaciones a través de un modelo de curvas de crecimiento y *3)* comparar la respuesta, en cuanto a la capacidad de rebrote y enraizamiento de árboles plus extintos de *Pinus patula*, entre las tres poblaciones y tamaño de la bolsa (grande y pequeña)

Materiales y métodos

Selección de árboles para la colecta de semilla

La selección de los árboles plus se basó en el criterio empleado por CAMCORE con resistencia a enfermedades, buena forma y crecimiento de carácter dominante o codominante (Balocchi, 1990; CAMCORE, 2007). Se mantuvo una distancia superior a 100 metros entre cada árbol para evitar relaciones de parentesco. En la tabla 1 se presentan los datos de altura y diámetro de los árboles, las calidades de la rectitud del fuste y la condición de la copa, categorizadas subjetivamente en una escala de 1 a 3, siendo 3 la que señala los mejores árboles fenotípicamente de cada población. Cada árbol fue identificado para conservar el origen de procedencia de la progenie (Dvorak y Donahue, 1993; CAMCORE, 2008).

Porcentaje de germinación

Una vez que dio inicio la germinación de las semillas se registró la cantidad de plántulas cada 2 días, durante un mes, para obtener el porcentaje de germinación con base en la cantidad de semilla sembrada por árbol (Tabla 2).

Producción de plántula

Se utilizó semilla de 30 árboles plus de polinización abierta colectada en marzo de 1995, procedentes de 3 poblaciones de la Sierra de Huayacocotla, Veracruz: Potrero Monroy, Canalejas Otates y La Selva (10 árboles de cada población). En julio de 2008 se sembró la semilla en contenedores de plástico negro de 300 ml de capacidad (16 cm de altura y 5,3 cm de diámetro), con un sustrato de uso común compuesto por suelo de bosque y arena de mina en una proporción de 1:1.

Tabla 1. Características fenotípicas de los árboles plus seleccionados en las tres poblaciones de *P. patula* del norte de Veracruz, México.

Población	*Árbol número*	*Altura (m)*	*Diámetro (cm)*	*Fuste calidad*	*Copa calidad*	*Altitud (msnm)*
P. MONROY	1	21,0	39,0	3	3	2450
	2	26,0	51,0	3	3	2500
	3	27,0	41,0	3	3	2400
	4	31,0	61,0	3	2	2540
	5	29,0	46,5	3	2	2460
	6	20,0	42,0	3	2	2720
	7	20,0	47,0	3	3	2750
	8	17,0	51,0	3	2	2730
	9	33,0	55,0	3	3	2310
	10	33,0	60,5	3	3	2315
C. OTATES	11	28,0	41,0	3	3	2780
	12	18,0	35,0	3	3	2760
	13	28,0	43,0	3	3	2420
	14	26,0	49,0	3	3	2400
	15	25,0	49,0	3	3	2360
	16	31,0	51,0	3	3	2360
	17	24,0	43,0	3	3	2320
	18	30,0	63,0	3	3	2400
	19	28,0	53,0	3	3	2420
	20	20,0	45,0	3	3	2600
LA SELVA	21	22,0	43,0	3	2	1850
	22	24,0	31,0	3	3	1850
	23	26,0	40,8	3	3	1870
	24	28,0	48,0	3	2	1830
	25	28,0	43,3	3	3	1860
	26	21,0	37,2	3	3	1880
	27	23,0	45,5	3	2	1830
	28	30,0	51,0	3	3	1830
	29	26,0	50,4	3	2	1850
	30	21,0	28,0	3	2	1980



TABLA 2. Cantidad de semilla sembrada por árbol de las tres poblaciones de *P. patula*.

Potrero Monroy		*Canalejas Otates*		*La Selva*	
Árbol	*Semilla*	*Árbol*	*Semilla*	*Árbol*	*Semilla*
1	98	11	100	21	100
2	100	12	100	22	39
3	100	13	96	23	100
4	100	14	100	24	100
5	100	15	100	25	44
6	100	16	42	26	100
7	100	17	95	27	100
8	100	18	100	28	100
9	100	19	100	29	100
10	100	20	100	30	100

Crecimiento inicial de progenie

El crecimiento inicial fue medido cada 2 meses en una muestra de 12 plántulas por árbol, de un total de 28 árboles: 9 árboles de La Selva, 9 de Canalejas Otates y 10 de Potrero Monroy. Los datos de altura y diámetro se registraron en 5 ocasiones a partir de los 3 meses de edad de las plántulas: en octubre, diciembre, febrero, abril y junio de 2008 y 2009, respectivamente. La altura se midió desde la base del tallo hasta la yema terminal, y el diámetro sólo en la base del tallo, con una regla y un vernier digital, respectivamente.

Cultivo de setos en invernadero

En julio de 2009 se seleccionaron 8 plántulas por árbol para el cultivo de setos, utilizando 2 tamaños de bolsa de plástico negro: grande de 10 litros (25 cm de altura y 22 de diámetro) y chica de 1,4 litros (20 cm de altura y 10 cm de diámetro). Se trasplantaron 4 plántulas en bolsa grande y 4 en bolsa chica, utilizando un sustrato con textura de arena migajosa, compuesto por suelo de bosque y arena de mina en una proporción de 1:1.

Diseño experimental en invernadero

Se estableció un experimento de 4 bloques completos al azar con un arreglo de parcelas divididas. Cada bloque se dividió en 3 parcelas para las 3 poblaciones y dentro de cada una están representados 2 setos por árbol: uno en bolsa grande y otro en bolsa chica.

Capacidad de rebrote

En septiembre de 2009 se realizó la primera poda en las plantas a una altura de 15 cm (Mitchell *et al.*, 2004b). Posteriormente se realizaron 2 podas más y se registró el número de brotes producidos en 3 conteos: el primero en noviembre de 2009, el segundo en febrero y el tercero en mayo de 2010.

Porcentaje de enraizamiento de estacas

Se realizó el ensayo de enraizamiento en abril de 2010 con 403 estacas en un diseño completamente al azar, en contenedores de 300 ml de capacidad con un sustrato de suelo de bosque y arena de mina en una proporción de 1:2. El tamaño de las estacas fue de 4 cm a 5 cm de largo (Aparicio-Rentería, 2007), sin la aplicación de hormona enraizante (Mitchell *et al.*, 2004b). Después de 3 meses se realizó la extracción de estacas para obtener el porcentaje de enraizamiento (Mitchell *et al.*, 2004b; Aparicio-Rentería, 2007).

Análisis estadísticos

El porcentaje de germinación se analizó a través de un análisis gráfico y un análisis de varianza de Kruskal-Wallis. Se utilizó esta prueba no paramétrica en lugar del análisis de varianza tradicional GLM, porque el supuesto de normalidad en el porcentaje de germinación se viola y la prueba de Kruskal-Wallis no requiere de normalidad en la variable respuesta. Para el análisis de la altura y el diámetro de las plántulas, se ajustó un modelo de curvas de crecimiento. El modelo seleccionado especifica una curva de crecimiento polinomial de tercer grado para cada variable respuesta (altura y diámetro) y un modelo lineal con efectos aleatorios debido a las plantas. Se supone que los efectos aleatorios se distribuyen normalmente. Se tiene

por lo tanto un modelo de efectos mixtos. La formulación del modelo es la siguiente. Sea $Y_{i(j)t}$ la observación en la variable respuesta de la planta *i* de la población *j* en el tiempo *t*. El modelo es:

$$Y_{i(j)t} = y_i + \beta_{0j} + \beta_{ij}t + \beta_{2j}t^2 + \beta_{3j}t^3 + \varepsilon_{i(j)t}$$

Donde y_i es el efecto aleatorio de la planta *i*, β_{0j}, β_{1j}, β_{3j} son los coeficientes del polinomio cúbico (efectos fijos) de la población *j* y $\varepsilon_{i(j)t}$ es el término de error. El supuesto de normalidad establece que $y_i \sim N(0,\sigma_i^2)$ y $\varepsilon_{i(j)t} \sim N(0,\sigma^2)$. Los parámetros σ_i^2 y σ^2 son las varianzas de las plantas y el error, respectivamente, y se denominan componentes de varianza. Este modelo fue propuesto por Chi y Weerahandi (1998). El ajuste del modelo se realizó con el programa estadístico X-Pro especializado en métodos paramétricos exactos. La comparación de la capacidad de rebrote entre poblaciones, bloques y tamaño de la bolsa fue evaluada a través de un análisis de asociación con tablas de contingencia (Gibbons, 1976). Mientras que para comparar el porcentaje de germinación entre las poblaciones y el enraizado de estacas entre poblaciones y tamaño de bolsa, fue usado un análisis de Kruskal-Wallis (Gibbons, 1976).

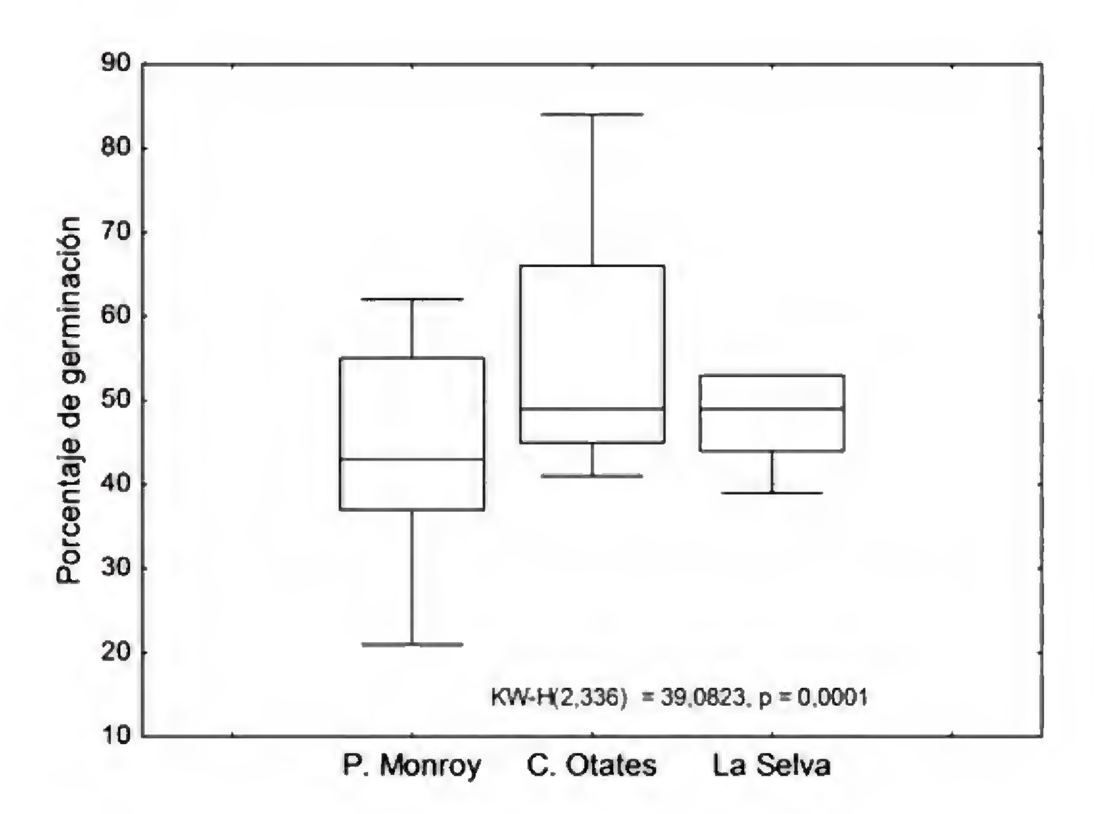


FIGURA 1. Porcentaje de germinación entre las tres poblaciones de *P. patula*.

Resultados

Porcentaje de germinación

En general, los porcentajes de germinación resultaron relativamente bajos, principalmente para Potrero Monroy, de 21% a 62% y La Selva, de 39% a 53%. Sin embargo, en Canalejas Otates a pesar de obtener datos de 41%, se alcanzaron valores altos de hasta 84% de germinación (Fig. 1).

De acuerdo con el análisis de varianza de Kruskal-Wallis, con un alfa de 0,05% de confianza, el porcentaje de germinación fue significativamente diferente (P = 0,0001) entre las tres poblaciones.

Curvas de crecimiento de la progenie

La figura 2 representa el incremento obtenido en altura y en diámetro de la progenie de 28 árboles, durante un periodo de 9 meses. La hipótesis de igualdad de las curvas de crecimiento para altura y diámetro de las plántulas de las tres poblaciones, resultó con un valor *p* muy cercano a 1, por lo que no existen diferencias significativas en las tasas de crecimiento de las plántulas.

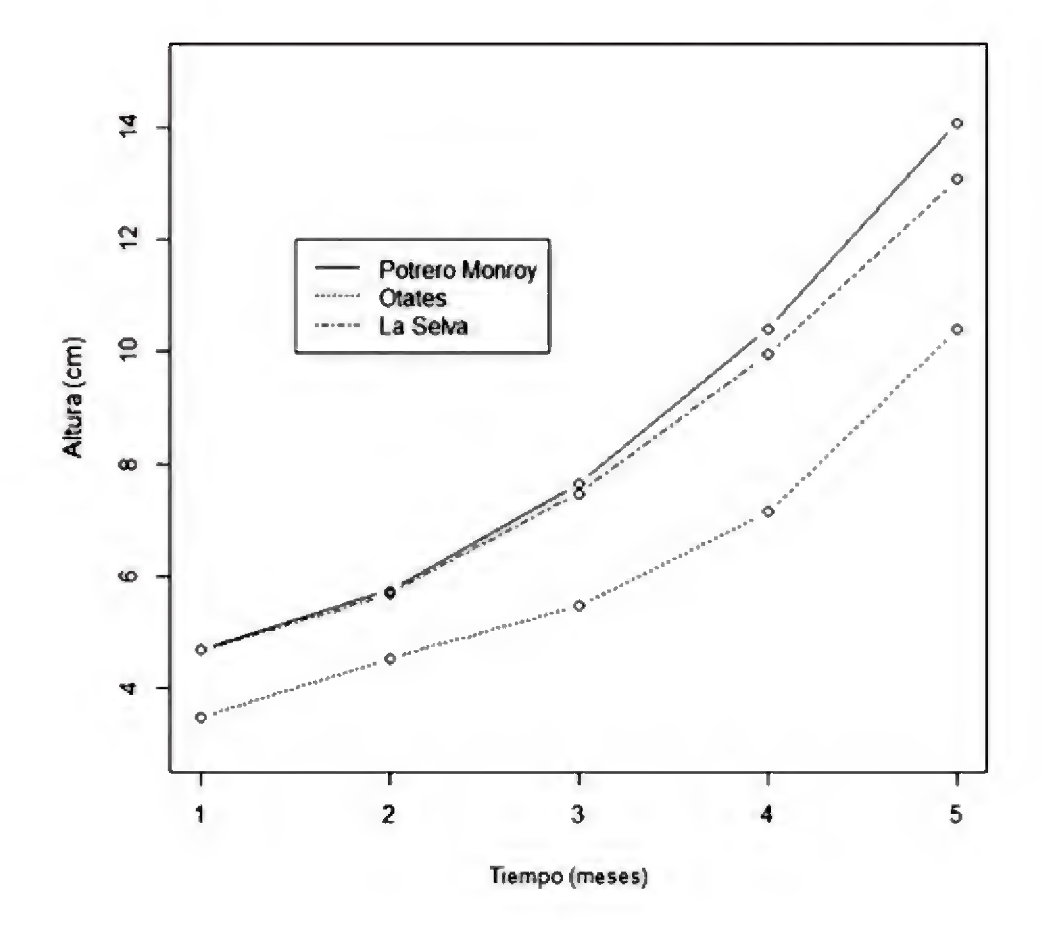
Capacidad de rebrote

La producción de rebrote es notable en cada conteo realizado, la asociación entre poblaciones y la capacidad productiva de brotes es significativa (X^2 = 17,89; *GL* = 4; *P* = 0,001; Tabla 3 y 4).

Además, hay una asociación significativa entre las poblaciones y el tamaño de las bosas (X^2 = 12,66, *GL* = 2; *P* = 0,002) (tablas 3 y 4). Los brotes producidos en bolsa grande superan de manera significativa a aquellos producidos en la bolsa chica, lo que se refleja en una alta producción de 3 426 a 2˚501 brotes, respectivamente (Tabla 5), por lo que existe una relación altamente significativa entre el tamaño de bolsa y la capacidad de rebrote (Tabla 5).

El diseño experimental de bloques establecido en el invernadero presentó un efecto muy significativo (*P* = 0,002) en la capacidad de rebrote. La cantidad de brotes producidos por los setos de las tres poblaciones fue de mayor a





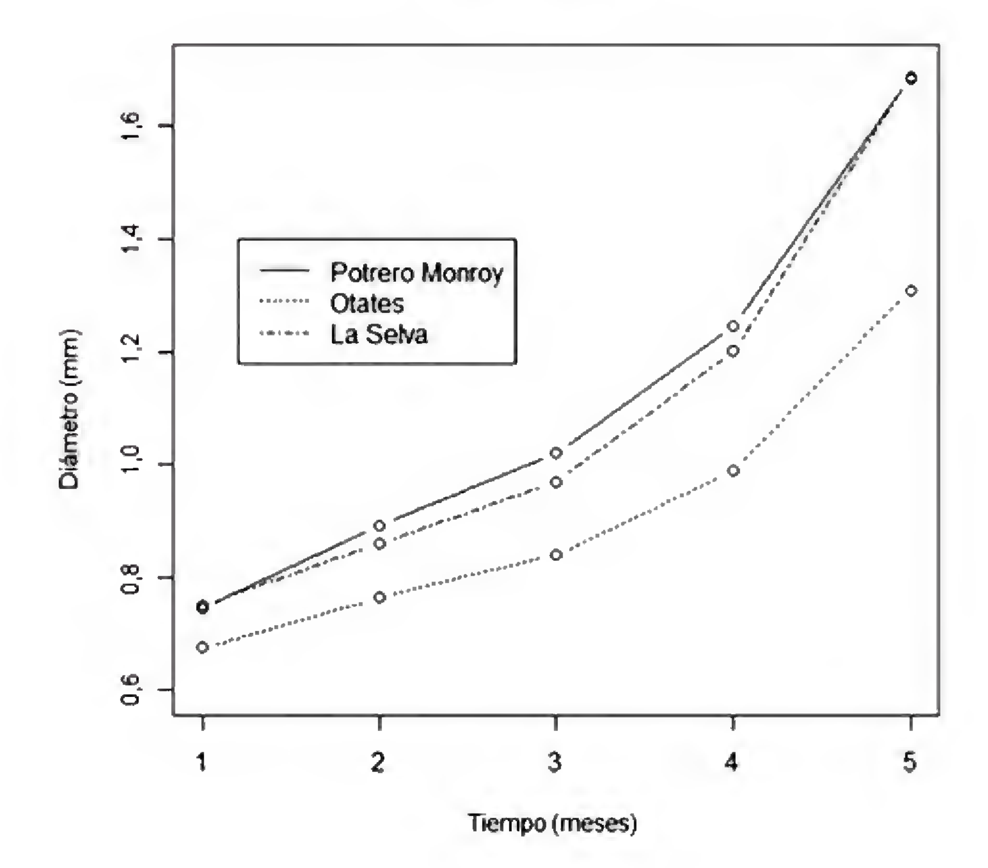


FIGURA 2. Crecimiento inicial en altura y diámetro de la progenie de las tres poblaciones de *P. patula*, evaluado cada dos meses.

Porcentaje de enraizado de estacas

En general, el porcentaje de estacas enraizadas en las tres poblaciones fue alto, ya que 60%, es decir, 75 de 126 setos con estacas útiles para el ensayo (47, 38 y 41 por población) obtuvieron valores de 100%, a excepción de 13 setos (10%) con valores bajos de 20% a 43% de enraizado, los restantes 38 setos (30%) se encontraron entre 50% y 83% de enraizado. Sin embargo, no hubo diferencias significativas entre las 3 poblaciones para el porcentaje de enraizado (*P* = 0,7306). Por otro lado, hubo diferencias significativas (*P* = 0,0162) en el porcentaje de enraizado por efecto del tamaño de la bolsa. En la bolsa chica se obtuvieron los mejores resultados con una media cercana a 86, en comparación con la media de 75 en la bolsa grande (Fig. 3).

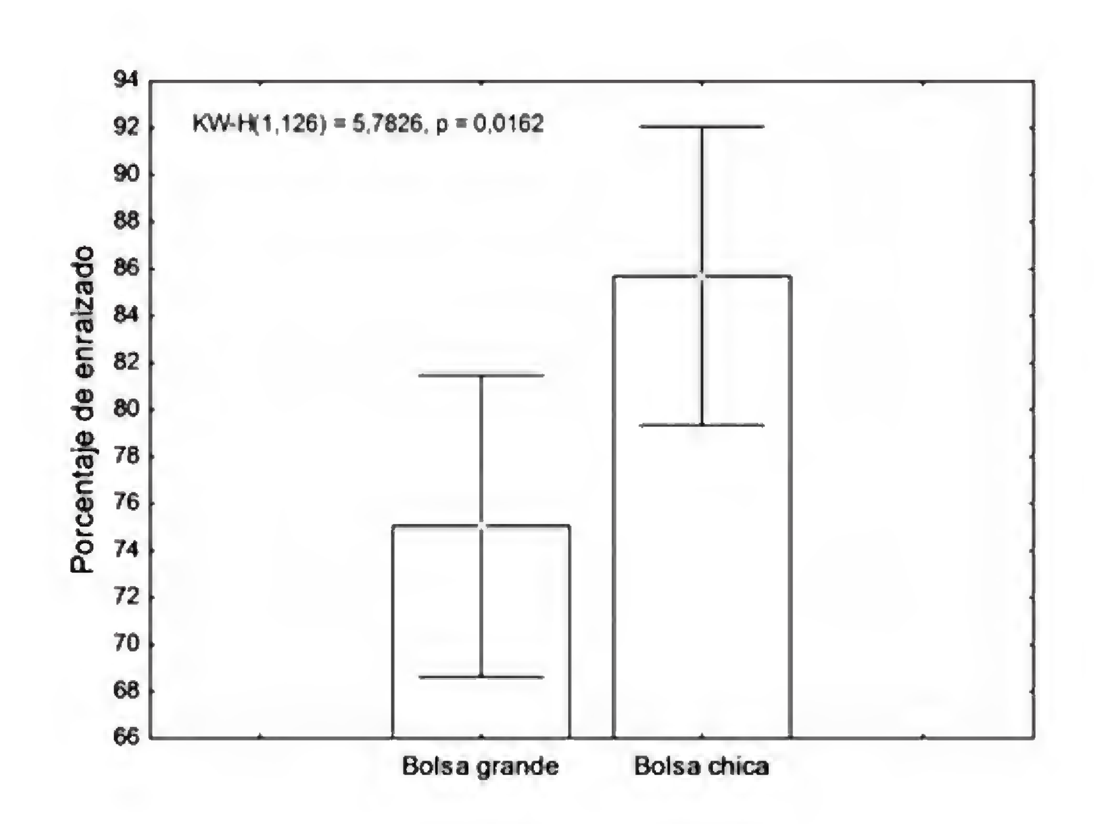


FIGURA 3. Porcentaje del enraizado de estacas entre el tamaño de bolsa utilizado en el cultivo de los setos.

menor (2 098, 1 614, 1 268 y 947), en respuesta al orden de asignación de los bloques.

En el bloque 4 se obtuvo la menor producción por estar expuesto durante el día a la sombra de árboles que rodean el invernadero, contrario al bloque 1 (Tabla 6). Por lo tanto, es importante que los setos se encuentren ubicados en los sitios que reciban mayor cantidad de luz durante el día, ya que esto favorece su capacidad de rebrote.

Discusión

Las semillas ortodoxas de algunas especies de clima templado, y en particular de *Pinus patula,* pueden ser almacenadas a una temperatura de 4 °C hasta por 5 años, sin reducir de manera significativa su viabilidad (Dvorak, 2002; Beardmore *et al*., 2008). En general, la semilla de *Pinus patula* al momento de ser colectada presenta valores desde 60% hasta 96% de germinación (Gillespie, 1992; Camacho-Rebolledo, 1995; Agrosoft, 2000).

Tabla 3. Capacidad productiva de brotes en los tres conteos por árbol y población de *P. patula*.

Población	*Árbol Número*	*Conteo 1 Brotes*	*Conteo 2 Brotes*	*Conteo 3 Brotes*	*Total por árbol*	*Total por Población*
Potrero Monroy	1	59	79	85	223	
	2	52	70	61	183	
	3	36	69	88	193	
	4	65	77	105	247	
	5	31	41	70	142	
	6	65	84	123	272	
	7	72	86	110	268	
	8	82	95	92	269	
	9	65	83	103	251	
	10	28	66	84	178	2226
Canalejas Otates	11	39	66	82	187	
	12	70	88	85	243	
	13	55	85	72	212	
	14	68	83	70	221	
	15	61	71	56	188	
	16	67	82	83	232	
	17	62	89	93	244	
	18	66	89	92	247	
	19	60	77	92	229	2003
La Selva	20	74	85	90	249	
	21	46	61	72	179	
	22	42	67	70	179	
	23	56	70	88	214	
	24	33	77	72	182	
	25	58	72	93	223	
	26	30	53	80	163	
	27	46	78	69	193	
	28	8	40	68	116	1698
TOTALES		1496	2083	2348	5927	5927

Las semillas utilizadas en este experimento se colectaron en marzo de 1995, y el porcentaje de germinación presentó un resultado muy variable, de 21% hasta 84%. Los bajos porcentajes de germinación fueron obtenidos por efecto del envejecimiento de la semilla al permanecer más de 13 años en almacenamiento a 4 °C, ya que de acuerdo con Tammela *et al.* (2000), la semilla de pino que permanece un largo periodo de almacenamiento tiende a perder gradualmente su calidad, lo que se refleja en una disminución de su capacidad de germinación.



Tabla 4. Tabla de contingencia para cantidad de brotes producidos por conteo y población. Prueba de Chi-cuadrada de Pearson = 17,89; *GL* = 4; *P* = 0,001; α = 0,05%.

Población	*Conteo 1 Brotes*	*Conteo 2 Brotes*	*Conteo 3 Brotes*	*Total por población*
P. Monroy	555	750	921	2226
C. Otates	548	730	725	2003
La Selva	393	603	702	1698
Total	1496	2083	2348	5927

Tabla 5. Tabla de contingencia para tamaño de bolsa y cantidad de brotes producidos por población. Prueba de Chi-cuadrada de Pearson = 2,66; *GL*= 2; *P* = 0,002; α = 0,05%.

Población	*Bolsa grande Brotes*	*Bolsa chica Brotes*	*Total por población*
P. Monroy	1234	992	2226
C. Otates	1218	785	2003
La Selva	974	724	1698
Total	3426	2501	5927

Sin embargo, la semilla de ciertos árboles procedentes de Canalejas Otates presentó porcentajes de germinación de hasta 84%. *Pinus patula,* una especie de clima templado y húmedo, considerada de rápido crecimiento, debería presentar un crecimiento constante durante todo el año. La modelación gráfica permitió observar dos fases en respuesta al ritmo de crecimiento en altura y diámetro de las plántulas, durante un intervalo de nueve meses en invernadero; una fase inicial de poco incremento en otoño-invierno, seguida de otra fase de mayor incremento durante los meses de primavera-verano. En México, *Pinus patula* es una especie propagada de manera común a través del uso de semilla.

En el presente estudio, las plántulas derivadas de los árboles plus fueron establecidas en setos, orientados a la producción y enraizado de estacas. Los setos tienden a incrementar la producción de estacas por efecto de las podas y el tamaño de bolsa utilizado. *Pinus patula* mostró una respuesta muy variable en su capacidad de enraizamiento a nivel de setos provenientes incluso de una misma población, con intervalos de 20% a 100%, situación que mencionan algunos autores con diversas especies (Wise y Caldwell, 1994; Land y Cunningham, 1994; Khasa *et al.*, 1995; Spanos *et al.*, 1999; Anderson *et al.*, 1999). Uno de los factores limitantes en el enraizamiento de estacas en especies de coníferas es la edad, en la cual, las plantas alcanzan la madurez ontogénica, lo cual reduce significativamente la capacidad de enraizamiento de estacas (Haffner *et al.*, 1991; Mitchell *et al.*, 2004b). Estudios en vivero indican que la fase juvenil óptima de *Pinus patula* para el enraizado es muy corta, durante los dos primeros años de edad (Mitchell *et al.*, 2004b). La edad de los setos al

Tabla 6. Tabla de contingencia para bloques y cantidad de brotes producidos por población. Prueba de Chi-cuadrada de Pearson = 17,73; *GL*= 6; *P* = 0,007; α = 0,05%.

Población	*Bloque 1 Brotes*	*Bloque 2 Brotes*	*Bloque 3 Brotes*	*Bloque 4 Brotes*	*Total por población*
P. Monroy	800	609	448	369	2226
C. Otates	745	551	424	283	2003
La Selva	553	454	396	295	1698
Total	2098	1614	1268	947	5927

momento de realizar el enraizado de estacas fue de 1 año 9 meses, cercanos a los 2 años de edad, presentándose algunos valores de enraizado muy bajos de 20%, 33% y 43%, quizás en respuesta al inicio de una fase temprana de madurez reproductiva en los setos. La bolsa grande utilizada en el cultivo de setos favorece la producción de brotes en comparación con la bolsa chica, sin embargo, el enraizamiento de estacas de los setos en bolsa chica tiende a ser mejor según el análisis de Kruskal-Wallis.

Conclusiones

Se obtuvo una respuesta muy variable de la calidad fisiológica de la semilla de los árboles selectos de la especie con una capacidad germinativa mínima de 21% y máxima de 84%, por efecto del tiempo de almacenamiento (más de 13 años) y época de siembra realizada en julio de 2008. El análisis de crecimiento mediante la modelación gráfica permitió observar dos fases de crecimiento en las plántulas durante un periodo de nueve meses; una fase con poco incremento en altura y diámetro en otoño-invierno y otra de mayor crecimiento en primavera y verano. Se encontró una notable diferencia en la capacidad de rebrote en los setos cultivados en bolsa grande y bolsa chica con 3 426 y 2 501 brotes, respectivamente. En general el porcentaje de enraizado de estacas de los setos fue alto, con valores en su mayoría de 100%, obteniéndose sólo diferencias por el efecto del tamaño de bolsa utilizada en el cultivo de los setos.

Agradecimientos

A los miembros del Programa Internacional para la Conservación y Domesticación de Árboles (CAMCORE), por la capacitación y asesoría en la selección de árboles plus de *Pinus patula* para la colecta de semilla y por sus valiosas aportaciones para el cultivo de setos y el enraizado de estacas.

Referencias

Anderson, A.B., L.J. Frampton y R.J. Weir. 1999. Shoot production and rooting ability of cuttings from juvenile greenhouse Loblolly pine hedges. *Transactions of the Illinois State Academy of Science* 92:1-14.

Aparicio-Rentería, A. 2007. Multiplicación de *Pinus jaliscana* Pérez de la Rosa por enraizamiento de estacas. Tesis de doctorado en Recursos Genéticos Forestales. Instituto de Genética Forestal. Universidad Veracruzana. 86 p.

Agrosoft. 2000. *Pinus patula* Schl et Cham. Pino pátula. Reporte de especie núm. 5. *Trees* Version 2. Serie–Especies Forestales. Medellín, Colombia. 15 p.

Balocchi, C.E. 1990. Programa de mejoramiento genético de CAMCORE. Conservation of conifers and hardwoods. Bulletin on tropical forestry. North Carolina State University. 39 p.

Beardmore, T., B.S.P. Wang, M. Penner y G. Scheer. 2008. Effects of seed water content and storage temperature on the germination parameters of white spruce, black spruce and lodgepole pine seed. *New Forests* 36:171-185.

Birks, J.S. y R.D. Barnes. 1991. Genetic control of wood quality in *Pinus patula*. Final report, ODA Research Scheme R4616. Oxford Forestry Institute. Universidad de Oxford. Reino Unido. 29 p.

Camacho-Rebolledo, V. 1995. Evaluación en vivero de la progenie de un área semillera de *Pinus patula* Schlect et Cham., localizada en el ejido Ingenio del Rosario, municipio de Xico, Veracruz. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. 60 p.

Capuana, M., A. Giovannelli y R. Giannini. 2000. Factors influencing rooting in cutting propagation of cypress (*Cupressus sempervirens* L.). *Silvae Genetica* 49(6):277-281.

CAMCORE (Programa Internacional para la Conservación y Domesticación de Árboles). 1995. Annual Report. Universidad Estatal de Carolina del Norte. Raleigh, Carolina del Norte, EUA. 21 p.

CAMCORE (Programa Internacional para la Conservación y Domesticación de Árboles). 2007. Boletín de noticias CAMCORE para México y Centroamérica. Universidad Estatal de Carolina del Norte. Raleigh, Carolina del Norte, EUA. 1(1):6.

CAMCORE (Programa Internacional para la Conservación y Domesticación de Árboles). 2008. Boletín de noticias CAMCORE para México y Centroamérica. Universidad



Estatal de Carolina del Norte. Raleigh, Carolina del Norte, EUA. 2(1):6.

Celestino, C., I. Hernández, E. Carneros, D. López-Vela y M. Toribio. 2005. La embriogénesis somática como elemento central de la biotecnología forestal. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales* 14(3):345-357.

Chi, E.M. y S. Weerahandi. 1998. Comparing treatments under growth curve models: exact tests using generalized p-values. *Journal of Statistical Planning and Inference* 71:179-189.

Dvorak, W.S. 1997. The improvement and breeding of *Pinus patula*. 24 th Southern Forest Tree Improvement Conference. Orlando, Florida. EUA.

Dvorak, W.S. 2002. *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham. Part II. Species descriptions. *In*: J.A. Vozzo, ed. The tropical tree seed manual. Agriculture handbook 721. USDA, Forest Service. Washington DC. p:632-635.

Dvorak, W., G.R. Hodge, J.E. Kietzka, F.S. Malan, L.F. Osorio y T. Stanger. 2000. *Pinus patula*. *In*: Conservation and testing of tropical and subtropical forest tree species by the CAMCORE Cooperative. College of Natural Resources. Universidad Estatal de Carolina del Norte. Raleigh, EUA. p:48-173.

Dvorak, W.S. y J.K. Donahue. 1993. Reseña de investigaciones de la Cooperativa de Recursos de Coníferas de Centroamérica y México, CAMCORE 1980-1992. Universidad Estatal de Carolina del Norte. 94 p.

Dvorak, W.S, J.K. Donahue y J.A. Vásquez. 1995. Early Performance of CAMCORE Introductions of *Pinus patula* in Brazil, Columbia and South Africa. *South African Forestry Journal* 174:23-33.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1967. Seminario y viaje de estudio de coníferas latinoamericanas. 2ª ed. Secretaría de Agricultura y Ganadería. México. 217 p.

Gibbons, J.D. 1976. Nonparametric methods for quantitative analysis. International series in decision processes. Holt, Rinehart Winston. Nueva York. 463 p.

Gillespie, A.J.R. 1992. *Pinus patula* Schiede and Deppe. Patula pine. SO-ITFSM-54. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. Nueva Orleans, LA. 5 p.

Girouard, R.M. 1973. Propagation of spruce by stem cuttings. *New Zealand Journal Forest Science* 4:140-149.

Goldfard, B. 2007. Propagación de pinos por enraizamiento de estacas. Boletín de noticias CAMCORE para México y Centroamérica. Universidad Estatal de Carolina del Norte. Raleigh, Carolina del Norte, EUA. 1(3):6.

Haffner, V., F. Enjalric, L. Lardet y M.P. Carron. 1991. Maturation of woody plants: a review of metabolic and genomic aspects. *Annales des Sciences Forestieres* 48(6):615-630.

Hamann, A. 1995. Effects of hedging on maturation in loblolly pine: rooting capacity and root formation. Tesis de maestría. State University of New York. College of Environmental Science and Forestry. Syracuse, Nueva York. 90 p.

Kanzler, A. 2002. Genotipe x environment interaction in *Pinus patula* and its implications in South Africa. Tesis doctoral. Universidad Estatal de Carolina del Norte. Departamento Forestal. Raleigh, Carolina del Norte. EUA. 229 p.

Khasa, P.D., G. Vallee, y J. Bousquet. 1995. Provenance variation in rooting ability of juvenile stem cuttings from *Racosperma auriculiforme* and *R. mangium*. *Forest Science* 41(2):305-320.

Land Jr.S.B. y M. Cunningham. 1994. Rooted cutting macropropagation of hardwoods. *In*: G.S. Foster y A.M. Diner, eds. Proceedings of the Southern Regional Information Exchange Group Biennial Symposium on Forest Genetics: "Applications of Vegetative Propagation in Forestry". U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. Huntsville, Alabama. p:75-96.

Leibing, C., M. Van Zonneveld, A. Jarvis, y W. Dvorak. 2009. Adaptation of tropical and subtropical pine plantation forestry to climate change: Realignment of *Pinus patula* and *Pinus tecunumanii* genotypes to 2020 planting site climates. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24:483-493.

Lindgren, D. 2001. Advantages of clonal propagation. Draft for the proceedings from a meeting at Ronneby, Sweden. Department of Forest Genetics and Plant Physiology. Suecia. 14 p.

Marín, A.M. 1998. Propagación vegetativa de dos podocarpáceas del bosque andino colombiano con problemas de

propagación sexual. Cartón de Colombia. Informe de investigación núm. 186. 11 p.

Ming-He, L., S. Bao-Xian y L. Chaun-Han. 1999. Cloning strategy for Chinese-fir (*Cunninghamia lanceolata* Lamb. Hook.) suggested by early test results. *Silvae Genetica* 48(5):242-247.

Mitchell, R.G., J. Zwolinsky y N.B. Jones. 2004a. A review on the effects of donor maturation on rooting and field performance of conifer cuttings. *Southern African Forestry Journal* 201:53-63.

Mitchell, R.G., J. Zwolinsky y N.B. Jones. 2004b. The effects of ontogenetic maturation in *Pinus patula* – part I: nursery performance. *Southern African Forestry Journal* 202:29-36.

Osorio, L.F. 1993. Propagación y comportamiento en el campo de estacas enraizadas de *Pinus oocarpa*, *Pinus maximinoi* y *Pinus tecunumanii*. Informe de Investigación núm. 150. Smurfit Carton de Colombia. Cali, Colombia. 6 p.

Radke, P. y A. Radke. 2004. Plantation improvement using clonal propagation –an overview of the latest technology in Australia. With an appendix on: Variation in tree species, and improvement and propagation options– an explanation. Prospects for high-value hardwood timber plantations in the "dry" tropics of Northern Australia, Mareeba. 14 p.

Ritchie, G.A. 1991. The commercial use of conifer rooted cuttings in forestry: a world overview. *New Forests* 5:247-275.

Sáenz-Romero, C., A.E. Snively y R. Lindig-Cisneros. 2003. Conservation and restoration of pine forest genetic resources in México. *Silvae Genetica* 52(5-6):233-237.

Sidhu, D.S. 1992. Genetic basis of vegetative propagation and its impact on tree breeding strategies. *In*: R.K. Kesava, ed. Vegetative propagation and biotechnologies for tree improvement. Natraj Publishers. Dehra Dun, Nueva Delhi. p:53-70.

Shelbourne, C.J.A. y I.J. Thulin. 1974. Early results from a clonal selection and testing programmed with radiata pine. *New Zealand Journal of Forestry Science* 4(2):387-398.

Spanos, K.A., A. Pirrie y S. Woodward. 1999. The effect of fertilizer and shading treatments on rooting efficiency in cuttings of Cupressaceae. *Silvae Genetica* 48(5):248-254.

Tammela, P., A. Hopia, R. Hiltunen, H. Vuorela y M. Nigren. 2000. Aging in *Pinus sylvestris* L. seeds: changes in viability and lipids. *Biochemical Society Transactions* 28(6):878-879.

Wise, F.C. y T.D. Caldwell. 1994. Macropropagation of coniferas by stem cuttings. *In*: G.S. Foster y A.M. Diner, eds. Proceedings of the Southern Regional Information Exchange Group Biennial Symposium on Forest Genetics: "Applications of Vegetative Propagation in Forestry". U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. Huntsville, Alabama. p:51-73.

Wright, J.A. 1994. Utilization of *Pinus patula*. An annotated bibliography. O.F.I. Occasional Paper núm. 45. Oxford Forestry Institute. Universidad de Oxford. Reino Unido. 73 p.

Wormald, T.J. 1975. *Pinus patula*. Tropical Forestry Paper núm. 7. Oxford Forestry Institute. Universidad de Oxford. Reino Unido. 172 p.

Zobel, B. y J. Talbert. 1988. Técnicas de Mejoramiento Genético de Árboles Forestales. 1a ed. Editorial Limusa. México. 545 p.

Manuscrito recibido el 17 de junio de 2011.
Aceptado el 16 de octubre de 2013.

Este documento se debe citar como:
Aparicio-Rentería, A., S.F. Juárez-Cerrillo y L.R. Sánchez-Velásquez. 2014. Propagación por enraizamiento de estacas y conservación de árboles plus extintos de *Pinus patula* procedentes del norte de Veracruz, México. *Madera y Bosques* 20(1):85-96.

Madera y **Bosques** vol. **20**, núm. **1 : 97-106** Primavera **2014**



Evaluación de **hongos ectomicorrícicos** del grupo de los **basidiomicetos** en la zona del Cofre de Perote, Veracruz

Evaluation of ecto-micorrizical fungi from the basidiomicetes group in the zone of Cofre de Perote, Veracruz, Mexico

Octavio Córdova-Chávez[1], Rosario Medel*[1], Gerardo Mata[2], Ranulfo Castillo[1] y Jerónimo Vázquez-Ramírez[1]

1 Universidad Veracruzana. Instituto de Investigaciones Forestales. Veracruz, México. romedel@uv.mx, medel.rosario@gmail.com

* autor para correspondencia

2 Instituto de Ecología, A.C. Red de Manejo Biotecnológico de Recursos. Veracruz, México.

Resumen

La región del Cofre de Perote se encuentra en la parte sur de la Sierra Madre Oriental, en esta zona se encuentra el Parque Nacional Cofre de Perote, el cual presenta altas tasas de deforestación y prácticamente los bosques de oyamel han desaparecido. Esta región alberga gran cantidad de especies fúngicas, algunas muy apreciadas en el mercado local y nacional. La importancia ecológica que desempeñan los hongos en los bosques es más apreciable cuando se toma en cuenta la simbiosis ectomicorrícica. Entre los hongos ectomicorrícicos, los basidiomicetos son más diversos e importantes, dado que entre ellos se encuentran varias especies comestibles. El presente trabajo tiene por objetivo evaluar cuantitativamente especies pertenecientes a este grupo de hongos en seis localidades de la región del Cofre de Perote. La diversidad de hongos ectomicorrícicos encontrados en estas localidades fue de 53 especies de basidiomicetos adscritos a 22 géneros, 15 familias y 6 órdenes. De las especies encontradas 21 resultaron ser comestibles y todas son objeto de venta en el mercado de la ciudad de Xalapa. La diversidad de especies estimada con el índice de Shannon-Wiener osciló entre 1.73 y 3.25. La localidad más diversa para el periodo colectado fue El Conejo (bosque de *Abies*) y la de menor diversidad fue la Reserva de San Juan del Monte (bosque de *Pinus*). Las familias más abundantes fueron Amanitaceae, Bankeraceae, Boletaceae y Russulaceae. Las especies encontradas en la mayoría de las localidades fueron *Amanita muscaria*, *Boletus edulis* y *B. pinophilus*.

Palabras clave: Agaricales, bosque de pino, diversidad, hongos comestibles, simbiosis.

Abstract

The Cofre de Perote region is located in the southern part of the Sierra Madre Oriental, located in the area of the Parque Nacional Cofre de Perote which presents high rates of deforestation, and practically the spruce forests are gone. This region is home to a large number of fungal species, some highly valued in the local and national markets. The ecological importance played by fungi in the forests is more appreciable when the ectomicorrhizic symbiosis is taken into account. Among the ectomycorrhizal fungi, Basidiomycetes are more diverse and important given that among them are several edible species, and for this reason, the present work aims to quantitatively assess the species belonging to this group of fungi in six locations in the region of the Cofre de Perote. The diversity of ectomycorrhizal fungi in six locations of the volcano Cofre de Perote, Veracruz, comprised 53 basidiomycete species assigned to 22 genera, 15 families and 6 orders. Twenty-one species were found to be edible and all of them are sold in the market of Xalapa. Species diversity estimated by the Shannon-Wiener index ranged between 1.73 and 3.25. The most diverse locality during the period of the study was El Conejo (*Abies* forest) and the least diverse was the San Juan del Monte Reserve (*Pinus* forest). The most abundant families were Amanitaceae, Bankeraceae, Boletaceae, and Russulaceae. The species found in most of the localities were *Amanita muscaria*, *Boletus edulis* and *B. pinophilus*.

Key words: Agaricales, pine forest, diversity, edible fungi, symbiosis.

Introducción

La región del Cofre de Perote se encuentra en la parte sur de la Sierra Madre Oriental, en esta zona se encuentra el Parque Nacional Cofre de Perote que ocupa 11 549 ha y alberga alrededor de 10 comunidades con más de 8 000 habitantes (Conanp, 2011). Aunque el Parque Nacional Cofre de Perote es un área protegida, presenta altas tasas de deforestación del orden de 2,3% anual (Vázquez Torres *et al*., 2008) y prácticamente los bosques de oyamel han desaparecido (Guzmán, 2013).

Desde el punto de vista micológico, dada su extensión y composición vegetal, esta región alberga gran cantidad de especies fúngicas. Colectas de líquenes realizadas por Humboldt y Bonpland datan de 1804 (Guzmán, 2008). Sin embargo, el primer estudio formal en la zona del Cofre de Perote, es el trabajo de Welden y Guzmán (1978) quienes citaron especies provenientes de varias localidades; posteriormente, Guzmán y Villarreal (1984) citaron 151 especies entre hongos, líquenes y mixomicetos, lo que constituye el inventario más completo de la zona. Trabajos sobre la producción natural de hongos en bosques de la zona del Cofre de Perote fueron realizados por Villarreal y Guzmán (1985, 1986a-b), Villarreal (1987) y Villarreal y Gómez (1997), en los que se aportó importante información sobre la presencia y fenología de especies fúngicas, principalmente comestibles. Montoya-Bello *et al.* (1987) citaron algunas especies de esta zona, particularmente *Tricholoma ponderosa* (Peck) Sing., especie muy apreciada en el mercado local y nacional. El trabajo etnomicólogico de Jarvis *et al.* (2004) aportó información sobre los hongos comestibles de una localidad en esta zona y los nombres comunes que reciben; otras aportaciones que han citado especies de esta zona son las de Medel *et al.* (2006), Guzmán-Olmos (2007) y Medel *et al.* (2012).

La importancia ecológica que tienen los hongos en los bosques es más apreciada cuando se toma en cuenta la simbiosis ectomicorrícica, que se establece principalmente con más de 32 familias de plantas que incluyen 132 géneros a nivel mundial (Brundrett, 2009). En regiones boreales, templadas y tropicales las micorrizas mantienen el funcionamiento y equilibrio de los mismos (Pérez-Moreno y Read, 2004). Tomando en consideración que entre los hongos ectomicorrícicos, los basidiomicetos son más diversos e importantes, dado que entre ellos se encuentran varias especies comestibles, el presente trabajo tiene por objetivo evaluar cuantitativamente especies pertenecientes a este grupo de hongos en algunas localidades de la región del Cofre de Perote.

Materiales y métodos

El área de estudio se localiza en la región NE del Cofre de Perote e incluyó las siguientes localidades: *1)* El Conejo (bosque de oyamel, con *Abies religiosa* como componente principal y en lugares abiertos se puede encontrar *Pinus hartwegii* y *Alnus jorullensis*), *2)* El Llanillo Redondo (bosque de pino, con *Pinus teocote, P. hartwegii, P. montezumae,* como componentes principales y en menor medida se encuentran *Quercus crassifolia, Alnus jorullensis* y *Prunus serotina*), *3)* El Portezuelo (bosque de pino, principalmente *Pinus teocote, P. hartwegii, P. montezumae,* además de *Quercus crassifolia, Alnus jorullensis* y *Prunus serotina*), *4)* Los Pescados (ecotono entre bosque de oyamel y bosque de pino, principalmente *Abies religiosa, Pinus teocote, P. montezumae, P. hartwegii,* y en menor cantidad *Cupressus benthamii, Alnus jorullensis, Prunus serotina* y *Arbutus xalapensis, 5)* Reserva de San Juan del Monte (bosque de pino, principalmente *Pinus montezumae, P. pseudostrobus, P. teocote, P. patula,* con algunos bosquetes de *Alnus jorullensis* y *Quercus crasifolia*) y *6)* Tembladeras (ecotono de bosque de oyamel y bosque de pino, con *Abies religiosa, Pinus montezumae, P. hartwegii* como componentes principales), en total se muestrearon seis localidades y se elaboró un mapa (Fig. 1) basado en datos de INEGI (2013 a-b) y Conanp (2011). Se recolectaron un total de 145 ejemplares, de julio de 2009 a octubre de 2010. La identificación de los especímenes se realizó siguiendo las técnicas rutinarias en micología (Largent *et al*., 1977), realizando preparaciones temporales montadas en KOH 5%, floxina, rojo Congo y azul de algodón en lactofenol. El estatus micorrícico se determinó bajo los criterios de Rinaldi *et al.* (2008),



FIGURA 1. Localidades estudiadas en la región del Cofre de Perote.

Tabla 1. Especies de basidiomicetos ectomicorrícicos en la zona NE del Cofre de Perote.

Posición taxonómica	*Localidad*	*Uso*	*Referencia*
Agaricales, Amanitaceae			
Amanita cokeri (E.-J. Gilbert & Kühner) E.-J. Gilbert	2		
A. muscaria (L.) Lam.	2; 3; 4; 5		
A. pantherina (DC.) Krombh.	1; 5		
A. rubescens Pers.	1; 2	C; MX	2; 3
A. spreta (Peck) Sacc.	4		
A. tecomate (Bull.) Lam.	6	C; MX	2; 3
A. vaginata (Bull.) Lam.	4	C; MX	
Agaricales, Hydnangiaceae			
Laccaria amethystina Cooke	4; 6	C; MX	4; 5
L. laccata (Scop.) Cooke	2; 6	C; MX	4; 5
Agaricales, Hygrophoraceae			
Hygrophorus chrysodon (Batsch) Fr.	1	C; MX	4
H. hypothejus (Fr.) Fr.	1		
H. nigrescens (Quél.) Quél.	1		
Agaricales, Inocybaceae			
Inocybe geophylla (Bull.) P. Kumm.	1; 2; 3		
Agaricales, Lyophyllaceae			
Lyophyllum decastes (Fr.) Singer	2	C; MX	2; 3
Agaricales, Tricholomataceae			
Tricholoma equestre (L.) P. Kumm.	6		
T. imbricatum (Fr.) P. Kumm.	1		
T. magnivelare (Peck) Redhead	4	C; MX; E	1; 2; 3
T. terreum (Schaeff.) P. Kumm.	1		
Boletales, Boletaceae			
Boletus edulis Bull.	1; 2; 3; 4; 5	C; MX	2; 3; 5
B. erythropus Pers.	6		
B. pinophilus Pilát & Dermek	1; 2; 3; 5	C; MX	3; 5
B. reticulatus Schaeff.	4	C; MX	3
Chalciporus piperatus (Bull.) Bataille	5		
Boletales, Gomphidiaceae			
Chroogomphus vinicolor (Peck) O.K. Mill.	1		
Boletales, Rhizopogonaceae			
Rhizopogon olivaceoniger A.H. Sm.	4		
Boletales, Suillaceae			
Suillus americanus (Peck) Snell	1	C; MX	4
S. brevipes (Peck) Kuntze	1; 4	C; MX	4



(concluye Tabla 1)

Posición taxonómica	*Localidad*	*Uso*	*Referencia*
S. granulatus (L.) Roussel	1; 3	C; MX	4; 5
S. guzmanii G. Moreno, Bandala & Montoya	1		
CANTHARELLALES, CANTHARELLACEAE			
Cantharellus cibarius Fr.	1; 4	C; MX	2; 3; 5
CANTHARELLALES, HYDNACEAE			
Hydnum repandum L.	1		
GOMPHALES, GOMPHACEAE			
Gautieria chilensis Zeller & C.W. Dodge	1		
G. mexicana (E. Fisch.) Zeller & C.W. Dodge	4		
Ramaria botrytis (Pers.) Ricken	1; 2	C; MX	2; 3
R. flava (Schaeff.) Quél.	2	C; MX	3
RUSSULALES, RUSSULACEAE			
Lactarius deliciosus (L.) Gray	2; 3; 5	C; MX	3; 5
L. mexicanus A. Kong & Estrada	1		
L. rufus (Scop.) Fr.	1		
L. salmonicolor R. Heim & Leclair	1; 4; 6	C; MX	4; 5
L. uvidus (Fr.) Fr.	2; 6		
Macowanites mexicanus Guzmán	2		
Russula alutacea (Fr.) Fr.	6		
R. brevipes Peck	4	C; MX	2; 3; 5
R. cyanoxantha (Schaeff.) Fr.	2; 4; 6		
R. delica Fr.	1; 2; 3	C; MX	4
R. emetica (Schaeff.) Pers.	1		
R. puellaris Fr.	1		
THELEPHORALES, BANKERACEAE			
Bankera fuligineo alba (J.C. Schmidt) Coker & Beers ex Pouzar	4		
Hydnellum suaveolens (Scop.) P. Karst.	2		
Sarcodon imbricatus (L.) P. Karst.	1; 2		
S. leucopus (Pers.) Maas Geest. & Nannf.	4		
S. scabrosus (Fr.) P. Karst.	4		
TELEPHORALES, THELEPHORACEAE			
Thelephora terrestris Ehrh.	1; 4		

Notación: Localidades: 1. El Conejo; 2. El Llanillo; 3. El Portezuelo; 4. Los Pescados; 5. San Juan del Monte: 6. Tembladeras. C: Comestibles; E. Exportación; MX: Mercado San José de Xalapa, Veracruz Referencias (en orden alfabético): 1. Bandala *et al.*, 1997; 2. Jarvis *et al.,* 2004; 3. López-Ramírez, 2011; 4. López-Ramírez, com. pers.; 5. Villarreal y Guzmán, 1985.

Tedersoo *et al.* (2010) y Comandini *et al.* (2012). Los ejemplares colectados están depositados en la colección micológica del Herbario (XAL) del Instituto de Ecología, A.C., con algunos duplicados en el herbario (XALU) de la Facultad de Biología de la Universidad Veracruzana. Además, se revisaron ejemplares de herbario y la base de datos de hongos de Veracruz de la colección micológica del herbario XAL, todo esto para complementar datos de distribución de las especies, particularmente en la localidad de Tembladeras. Del total de las especies, por cada localidad se obtuvo el índice de diversidad alfa de Shannon-Wiener H', utilzando el programa PAST 3.0 (Hammer *et al.*, 2001). Para lo anterior se elaboró una matriz de datos, calculando la cantidad de especies presentes en cada localidad (riqueza de especies) y la cantidad relativa de recolectas de cada una de las especies expresada como abundancia (Magurran, 1988; Moreno, 2001).

Además, se elaboró una tabla de especies donde se anotaron la localidad, el uso local de las especies, este último dato se basó en los trabajos de Jarvis *et al.* (2004), López-Ramírez (2011) y se realizaron visitas al mercado San José de Xalapa, donde se venden la mayoría de las especies recolectadas en la zona de estudio (López-Ramírez, com. pers.).

Resultados

Del estudio e identificación de los 145 hongos recolectados, se encontraron 53 especies exclusivamente ectomicorrícicas. Las especies se adscriben a 22 géneros, 15 familias y 6 órdenes. Las familias más abundantes fueron: Russulaceae con 12 especies, Amanitaceae con siete, Bankeraceae y Boletaceae con cinco, Suillaceae y Gomphaceae con cuatro especies cada una, las demás familias tuvieron una sola especie. De los 22 géneros encontrados, los mejor representados fueron *Amanita* (siete especies), *Russula* (seis), *Lactarius* (cinco), *Boletus, Suillus* y *Tricholoma* con cuatro especies cada uno, los demás géneros estuvieron representados con menos de cuatro especies (Tabla 1). De los materiales estudiados se encontraron nuevas citas para el estado y el país, los cuales serán tratados en un trabajo taxonómico posterior. Las especies son: *Amanita spreta, Gautieria mexicana, Sarcodon leucopus* y *Rhizopogon olivaceoniger.*

De los hongos identificados, 21 (39,69%) resultaron ser comestibles y todos son objeto de venta en el mercado San José de Xalapa (López-Ramírez, 2011), como se anotó en la tabla 1. Llama la atención el caso de *Tricholoma magnivelare*, especie que era recolectada con fines de exportación (más de 3 t en 1988, según Bandala *et al.*, 1997), pero que recientemente también se ha empezado a ofertar en el mencionado mercado de Xalapa. Otros hongos como *Laccaria amethystina* y *L. laccata* se venden mezclados en el mismo mercado (López-Ramírez, com. pers.), *Russula delica* también es vendida en mercados del centro de México (Pérez-Moreno *et al.*, 2008). Hongos hipogeos como *Gautieria mexicana* son confundidos con trufas, reciben el nombre de "falsas trufas", no se conoce de su consumo en la zona de estudio o su venta en mercados aledaños, pero sí se ha registrado como comestible en Tlaxcala (Montoya *et al.*, 2004).

La diversidad de especies estimada mediante el índice de Shannon-Wiener osciló entre 1,73-3,25 (Tabla 2), lo que significa una diversidad de baja a media. La localidad más diversa fue El Conejo (bosque de *Abies*) y la menos la reserva de San Juan del Monte (bosque de *Pinus* spp.).

Discusión

De los géneros de hongos ectomicorrícicos encontrados, de especial interés son: *Boletus* llamados "panzas" y muy cotizados por su sabor; las especies de *Amanita* que resultaron ser tóxicas en su mayoría, a excepción de *A. rubescens* y *A. tecomate* que pertenece al complejo de *A. caesarea* llamados "tecomates" en general y que se distinguen entre ellas por caracteres microscópicos (Guzmán y Ramírez-Guillén, 2001) y *A. vaginata* que es comestible después de la cocción, ya que cruda es tóxica (Pérez-Silva y Herrera, 1991).

Las especies presentes en la mayoría de las localidades fueron *Amanita muscaria* (en cuatro localidades), *Boletus edulis* (en cinco) y *B. pinophilus* (en cuatro).

Se recolectaron especies poco comunes, como *Bankera fuligineo alba, Sarcodon leucopus* y *S. scabrosus,*



cuyas referencias en México son escasas. Con respecto a *Gautieria mexicana* se encontró que fue citada de Veracruz, sin precisar localidad (Trappe y Guzmán, 1971) por lo que se considera primer registro para la zona de estudio. De la misma manera, *Amanita spreta* y *Rhizopogon olivaceoniger* son primeros registros para el estado y en el caso del segundo también lo es para el país.

Respecto a los valores del índice de Shannon-Wiener, en el estudio de Villarreal y Gómez (1997) se obtuvo este índice para localidades cercanas a las de este estudio, encontrándose que, para bosque de *Pinus*, el índice fue de 4,13 y para el bosque de *Pinus-Abies* 3,88, cuando se tomaron el número de cuerpos fructíferos como individuos, ya que estos autores estimaron el mismo índice pero utilizando biomasa (lo cual no se consideró en este estudio, por lo que estos valores usando biomasa no se discuten). Los valores obtenidos en este trabajo fueron más bajos: 2,78-1,73 para bosque de *Pinus*; 2,78 para *Pinus* y *Abies* y 3,25 para bosque de *Abies*. Aunque los valores del trabajo de Villarreal y Gómez (1997) fueron mayores, no son comparables por la manera en que se realizó la estimación (cuerpos fructíferos), es probable que debido a esto los valores aquí encontrados fueron más bajos, ya que al tomar las recolectas como individuos se dejó fuera cuántos individuos había por colecta.

En los trabajos anteriormente mencionados no se evaluó el bosque de *Abies* y es precisamente en éste donde se encontró el valor más alto de H' (3,25) de este estudio, el cual puede estar relacionado con la cantidad de materia orgánica y con una mayor humedad en el mantillo (Pérez-Moreno *et al*., 2008). Las diferencias entre los valores obtenidos en este estudio se pueden explicar en función de: *a)* la composición vegetal de las localidades muestreadas, *b)* el estado de conservación de los sitios, ya que la localidad El Conejo se encuentra dentro del Parque Nacional Cofre de Perote y la Reserva de San Juan está fuera del área de amortiguamiento, a pesar de ser una reserva, lo que se pudo apreciar durante los muestreos,es que esta zona se encuentra deteriorada por deforestación.

Aunque los trabajos realizados en la zona de estudio han mencionado una composición diferente en lo que a las especies se refiere, ésta fue evaluada en localidades distintas a las de este estudio (Villarreal y Guzmán, 1985; Villarreal y Gómez, 1997), sin embargo, algunas de las especies encontradas en este estudio coincidieron en presencia y tipo de vegetación, como se muestra en la tabla 3, estas especies son: *Amanita rubescens*, *A. tecomate* (como *A. caesarea)*, *Cantharellus cibarius*, *Lactarius deliciosus, Suillus granulatus* y *Tricholoma equestre*.

Aunque el trabajo de Villarreal y Gómez (1997) versó sobre especies comestibles del Cofre de Perote, estos autores mencionaron 21 especies ectomicorrícicas para bosques de *Pinus* y 19 para bosques de *Pinus-Abies*, lo cual contrasta con las 53 especies ectomicorrícicas encontradas en este estudio.

TABLA 2. Valores del Índice de Shannon, riqueza y tipo de vegetación

Localidad	*H'*	*Riqueza*	*Vegetación*
1. El Conejo	3,25	27	Bosque de *Abies*
2. El Llanillo	2,78	17	Bosque de *Pinus* spp.
3. El Portezuelo	1,90	7	Bosque de *Pinus* spp.
4. Los Pescados	2,78	18	Ecotono *Abies-Pinus*
5. San Juan del Monte	1,73	6	Bosque de *Pinus* spp.
6. Tembladeras	2,03	9	Ecotono *Abies-Pinus*

TABLA 3. Especies encontradas en trabajos previos para la misma zona de estudio y su tipo de vegetación.

Especies	*Villarreal y Guzmán, 1985*	*Villarreal y Gómez 1997*	**
Amanita rubescens	BP, BPA	BP, BA	BA, BP
Amanita tecomate	BP, BPA	BP, BA	BP
Cantharellus cibarius	BPA	BP, BA	BA, BPA
Lactarius deliciosus	BP, BPA	BP, BA	BP
Suillus granulatus	BP, BPA	BP, BA	BP, BA
Tricholoma equestre	BP	BA	BP

Notacion: BA: bosque de *Abies*; BP: bosque de *Pinus*; BPA: Bosque de *Pinus-Abies*; ** especies citadas en este trabajo.

Conclusiones

En las seis localidades de este estudio se encontraron un total de 53 especies de basidiomicetos ectomicorrícicos. La diversidad estimada mediante el índice de Shannon-Wiener, fue de baja a media (1,73 - 3,25). De las especies ectomicorrícicas encontradas, aproximadamente 39,6% (21 especies) fueron comestibles y son vendidas en el mercado local de Xalapa, lo cual coloca a estos hongos ectomicorrícicos como un recurso forestal no maderable importante en la zona del Cofre de Perote. Habitantes de las localidades estudiadas (principalmente El Llanillo Redondo) se dedican a la recolecta de hongos en la época de lluvias y con esta actividad subsisten, siendo para las comunidades un bien importante (Jarvis *et al.*, 2004).

Aunque se ha hablado de la declinación de hongos en diversos bosques, este estudio no tiene por objetivo evaluar este parámetro. Sin embargo, Bandala *et al.* (1997) mencionaron que en el periodo de 1983-1994, la producción de hongos comestibles en la región del Cofre de Perote disminuyó hasta en 85%, estos datos incluyeron el estudio de Villarreal y Guzmán (1985). Otro estudio de Pérez-Moreno *et al.* (2010) menciona que la presencia de algunas especies como *Amanita caesarea* s.l. y *Boletus edulis*, ha disminuido debido a la destrucción de sus hábitats naturales. Algunos de los factores que han intervenido en esta disminución de especies fueron mencionados por Bandala *et al.* (1997), como son efectos de la recolecta, factores económicos, tenencia de la tierra, por mencionar algunos.

De acuerdo con García-Romero *et al.* (2010), la mayor transformación en la superficie forestal del Cofre de Perote se dio entre los años 1960-1970, y a partir de los años 80´s la deforestación ha sido en menor grado; estos autores atribuyen los cambios en la superficie forestal, a la dinámica de uso del suelo, concibiéndolo como un problema multifactorial en el que intervienen cuestiones culturales, socioeconómicas y políticas a diversas escalas.

Finalmente, este trabajo es una aproximación para conocer el potencial de los hongos ectomicorrícicos en el Cofre de Perote, recopilar la diversidad de estas especies, constituye la base para llevar a cabo otras investigaciones como son su aislamiento, caracterización y pruebas de micorrización *in vitro* para poder utilizarlas a nivel de invernadero.

Agradecimientos

El primero de los autores agradece a la DGI-Universidad Veracruzana, la beca otorgada como ayudante de investigación. Al doctor Gastón Guzmán y a los técnicos Florencia Ramírez-Guillén y Juan Lara Carmona el apoyo en la consulta de la colección micológica del herbario XAL y la base de datos de hongos de Veracruz. Al biólogo Armando López Ramírez del INIFOR-UV por la información sobre los hongos comestibles en los mercados de Xalapa. Este trabajo fue financiado por el proyecto FOMIX 108654.



Referencias

Bandala, V.M., L. Montoya e I.H. Chapela. 1997. Wild edible mushrooms in Mexico: A challenge and opportunity for sustainable development. *In*: M.E.Palm e I.H. Chapela, eds. Mycology in sustainable development: expanding concepts, vanishing borders. Parkway Publishers, Inc. Carolina del Norte. p:76-90.

Brundrett, M.C. 2009. Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: Understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis. *Plant and Soil* 320:37-77.

Comandini, O., A. Rinaldi y T.W. Kuyper. 2012. Measuring and estimating ectomycorrhizal fungal diversity a continuous challenge. *In*: M. Pagano. Mycorrhiza: occurrence in natural and restored environments. Nova Science Publishers. Nueva York. p:165-200.

Conanp. 2011. Programa de manejo Parque Nacional Cofre de Perote (documento para consulta pública). 135 p.

García-Romero, A., Y. Montoya, M.V. Ibarra y G. Graza. 2010. Economía y política en la evolución contemporánea de los usos del suelo y la deforestación en México: el caso del Volcán Cofre de Perote. *Interciencia* 35:321-328.

Guzmán, G. 2008. Análisis de los estudios sobre los macromycetes de México. *Revista Mexicana de Micología* 28: 7-15.

Guzmán, G. 2013. Devastación de los bosques y selvas en México. La urgencia de su conservación. Inecol, Xalapa, Veracruz, 68 p.

Guzmán, G. y F. Ramírez-Guillén. 2001. The *Amanita caesarea*-complex. Bibliotheca Mycologica 187. Cramer, Berlín. 66 p.

Guzmán, G. y L. Villarreal. 1984. Estudios sobre los hongos, líquenes y mixomicetos del Cofre de Perote, Veracruz, I. Introducción a la micoflora de la región. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología* 19:107-124.

Guzmán-Olmos, R.F. 2007. Macromicetos ectomicorrícicos asociados con *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. Tesis de licenciatura, Xalapa, Veracruz. Universidad Veracruzana. 80 p.

Hammer. Ø., D.A.T. Harper y P.D Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4(1): 9 pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

INEGI. 2013a.http://sc.inegi.org.mx/sistemas/cobdem/consulta-por-ageo.jsp? recargar=true consultada en octubre 2013.

INEGI. 2013b. http://gaia.inegi.org.mx/mdm5/viewer.html, consultada en octubre 2013.

Jarvis, M.C., A. M. Miller, J. Sheahan, K. Ploetz, J. Ploetz, R. Watson, M. Palma, C.A. Pascasio, J. García, A. López y B. Orr. 2004. Edible wild mushrooms of the Cofre de Perote region, Veracruz, Mexico: An ethnomycological study of common names and uses. *Economic Botany* 58:111-115.

Largent, D., D. Johnson y R. Watling. 1977. How to identify Mushrooms to Genus III: Microscopic features. Mad River Press Incorporate. Eureka, California. 148 p.

López-Ramírez, M.A. 2011. Los hongos: recurso natural forestal y su aprovechamiento sustentable. Editorial Académica Española. 108 p.

Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Chapman and Hall. Londres, 179 p.

Medel, R., F.D. Calonge y G. Guzmán. 2006. Nuevos registros de Pezizales (Ascomycota) de Veracruz. *Revista Mexicana de Micología* 23:83-86.

Medel, R., Y. Baeza, G. Mata y D. Trejo. 2012. Ascomicetos ectomicorrízicos del Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Micología* 35:43-47.

Montoya, A., A. Kong, A. Estrada-Torres, J. Cifuentes y J. Caballero. 2004. Useful wild fungi of La Malinche National Park, Mexico. *Fungal Diversity* 17:115-143.

Montoya-Bello, L., V.M. Bandala y G. Guzmán. 1987. Nuevos registros de hongos del estado de Veracruz IV. *Revista Mexicana de Micología* 3:83-107.

Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Vol. 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe de UNESCO y Sociedad Entomológica Aragonesa. Serie Manuales y Tesis SEA. 84 p.

Pérez-Moreno, J. y D.J. Read. 2004. Los hongos ectomicorrízicos, lazos vivientes que conectan y nutren a los árboles en la naturaleza. *Interciencia* 29(5):239-247.

Pérez-Moreno, J., M. Martínez-Reyes, A. Yescas-Pérez, A. Delgado Alvarado y B. Xoconostle-Cázares. 2008. Wild mushroom markets in central Mexico and a case study at Ozumba. *Economic Botany* 62(3):425-436.

Pérez-Moreno, J., A. Lorenzana, F.V. Carrasco-Hernández y A. Yescas-Pérez. 2010. Los hongos comestibles silvestres del Parque Nacional Izta-Popo. Zoquiapan y Anexos. Colegio de Posgraduados, Semarnat, Conacyt. Montecillo, Texcoco, Edo. de México. 167 p.

Pérez-Silva, E. y T. Herrera. 1991. Iconografía de macromicetos de México I *Amanita*. Instituto de Biología. Publicaciones Especiales 6. UNAM. 136 p.

Rinaldi, A.C., O. Comandini, y T.W. Kuyper. 2008. Ectomycorrhizal fungal diversity: separating the wheat from the chaff. *Fungal Diversity* 33:1-45.

Tedersoo, L., T.W. May y M.E. Smith. 2010. Ectomycorrhizal lifestyle in fungi: global diversity, distribution, and evolution of phylogenetic lineages. *Mycorrhiza* 20:217-263.

Trappe, J.M., y G. Guzmán. 1971. Notes on Some hypogeous Fungi from Mexico. *Mycologia*. 63(2):317-332.

Vázquez-Torres, S.M, C.I. Carvajal-Hernández y A.M. Aquino-Zapata. 2008. Áreas Naturales Protegidas. Conanp. Consultado el 4 de marzo, 2013. Disponible en:http://cdigital.uv.mx/bitstream/123456789/9656/1/10ANPSVERDEOSC.pdf.

Villarreal, L. y G. Guzmán. 1985. Producción de los hongos comestibles silvestres en los bosques de México (Parte I). *Revista Mexicana de Micología* 1:51-90.

Villarreal, L. y G. Guzmán. 1986a. Producción de los hongos comestibles silvestres en los bosques de México (Parte III). *Revista Mexicana de Micología* 2:259-277.

Villarreal, L. y G. Guzmán. 1986b. Producción de los hongos comestibles silvestres en los bosques de México II. Biotica 11:271-280.

Villarreal, L. 1987. Producción de los hongos comestibles silvestres en los bosques de México (Parte IV). *Revista Mexicana de Micología* 3:265-282.

Villarreal, L. y A. Gómez. 1997. Wild edible mushrooms in Mexico: A challenge and opportunity for sustainable development. *In*: M.E. Palm e I.H. Chapela, eds. Mycology in sustainable development: expanding concepts, vanishing borders. Parkway Publishers, Inc. Carolina del Norte. p:99-108.

Welden, L. y G. Guzmán. 1978. Lista preliminar de los hongos, líquenes y mixomicetos de las regiones de Uxpanapa, Coatzacoalcos, Los Tuxtlas, Papaloapan y Xalapa (parte de los estados de Veracruz y Oaxaca). *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología* 12:59-102.

Manuscrito recibido el 6 de marzo de 2013.
Aceptado el 10 de diciembre de 2013.

Este documento se debe citar como:
Córdova-Chávez, O., R. Medel, G. Mata, R. Castillo y J. Vázquez-Ramírez. 2014. Evaluación de hongos ectomicorrícicos del grupo de los basidiomicetos en la zona NE del Cofre de Perote, Veracruz. *Madera y Bosques* 20(1):97-106.

Madera y **Bosques** vol. **20**, núm. **1 : 109-117** Primavera **2014**



Introducción a la **fotografía hemisférica** en ciencias forestales

Introduction to hemispherical photography in forestry

Gastón Mauro-Díaz[1], José Daniel Lencinas[1] y Héctor del Valle[2]

1 Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP). Esquel, Chubut, Argentina / Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina / gdiaz@ciefap.org.ar

2 Centro Nacional Patagónico (CENPAT-CONICET). Puerto Madryn, Chubut, Argentina delvalle@cenpat.edu.ar

Resumen

La fotografía hemisférica es profusamente utilizada en climatología y ciencias forestales en vinculación con tecnología geomática. Permite obtener un registro detallado de los claros del dosel y estimar, tanto la estructura del mismo, como la transmisión de luz al sotobosque, ambas variables de gran importancia para el inventario forestal y el manejo de la regeneración natural. Debido a que los equipos de fotografía hemisférica tienen usos muy diversos, incluso en fotografía artística, su costo es bajo en comparación con instrumentos específicos. Para utilizar esta técnica correctamente se requiere de conocimientos particulares de óptica, fotografía y procesamiento digital de imágenes. El objetivo del trabajo es explicar el principio de funcionamiento de la fotografía hemisférica en estimación de parámetros estructurales de bosques. Para ello se discute sobre óptica y fotografía, procesamiento digital de imágenes y estimación de parámetros estructurales. Conocer estos aspectos es relevante para adquirir un equipo, capturar fotografías en el terreno y utilizar softwares específicos para su procesamiento. Las fotografías son archivos raster, los cuales pueden entenderse como una matriz de *n* filas por *m* columnas, donde cada celda es un pixel. Para que un raster se visualice como una imagen es necesario establecer un espacio y una profundidad de color. Es importante tener en cuenta que en la captura de la fotografía se producen muchos errores, ya que dependiendo de la región geográfica es muy difícil satisfacer las condiciones ideales de iluminación.

Palabras clave: Apertura del dosel, fotografías ojo de pez, fracción de claros, índice de área foliar, procesamiento digital de imágenes.

Abstract

Hemispherical photography is profusely used in climatology and forest sciences in association with geomatics technology. It is possible to get a detailed record of the canopy and estimate, both of the same structure and understory light transmission, both variables important for forest inventory and management of natural regeneration. Hemispherical photography equipment have very diverse applications, even in artistic photography, and their cost is low compared to specific instruments. Particular knowledge of optics, photography and digital image processing is required to correctly use this technique. The objective of the work is to explain the principle of operation of the hemispherical photography on estimation of structural parameters of forests. This is discussed in terms of optics and photography, digital image processing and estimation of structural parameters. Understanding of these aspects is relevant when it comes to purchasing a computer, capture photographs in the field and use specific software for processing. Photos are raster files, which can be understood as an array of n rows by m columns, where each cell is a pixel. So a raster is displayed as an image, it is necessary to establish a color space and color depth. It is important to note that in the capture of the photography major errors occur, depending on the geographical region, because it is very difficult to meet the ideal lighting conditions.

Key words: Canopy openness, fisheye photography, gap fraction, leaf area index, digital image processing.

Introducción

Los lentes con distancia focal del orden de los 10 mm (extremadamente corta) y campo visual cercano a los 180° se conocen como lentes ojo de pez o hemisféricos (Schneider *et al*., 2009). Desde principios del siglo XX comenzaron a utilizarse en ciencia y técnica (Hill, 1924), actualmente son empleados en climatología y ciencias forestales, muchas veces en vinculación con teledetección satelital y sistemas de información geográfica (Chapman, 2008).

Con fotografías hemisféricas tomadas desde el interior del bosque pueden medirse los claros del dosel (fracción, tamaño y distribución). A partir de esas mediciones es posible estimar estructura y transmisión de luz al sotobosque (Rich, 1990; Hu *et al*., 2009), ambas de gran importancia para el inventario forestal (Chen *et al*., 2006; Cruz-leyva *et al*., 2010) y el manejo de la regeneración natural (Yamamoto, 2000; Yamamoto *et al*., 2011).

Debido a que los equipos de fotografía hemisférica tienen usos muy diversos, incluso en fotografía artística (Jacobson, 2010), su costo es bajo en comparación con instrumentos específicos (Chen *et al*., 2006). Aunque no se trate de un instrumento específico, para utilizar esta técnica correctamente se requiere de conocimientos particulares de óptica, fotografía y procesamiento digital de imágenes.

Objetivos

El objetivo de este trabajo es explicar el principio de funcionamiento de la fotografía hemisférica en estimación de parámetros estructurales de bosques.

El trabajo se divide en los apartados generales Óptica y fotografía, Procesamiento digital y Estimación de parámetros estructurales. El primero trata tanto de la lente y la cámara fotográfica como de los aspectos relacionados con la captura de la imagen en el bosque. En Procesamiento digital se aportan nociones básicas sobre imágenes digitales y procesamiento. En Estimación de parámetros se abordan, mayormente, los principios que sustentan la estimación de parámetros estructurales de primer orden.

Óptica y fotografía

Elementos básicos de una cámara digital

Una cámara digital está compuesta por el lente, el mecanismo de enfoque, el diafragma, el obturador, el sensor y los comandos para operarla. A través del lente ingresa la luz que llega al sensor, siendo antes regulada por el diafragma y el obturador, los cuales se controlan con la apertura de pupila y la velocidad de obturación, respectivamente. Estas dos variables definen la exposición, que se expresa en la unidad adimensional llamada paso. La velocidad de obturación se mide en segundos, mientras que la apertura se expresa con el número f, el cual es el cociente entre la distancia focal y el diámetro de la pupila de entrada. Por ejemplo, un f/5,6 indica que la distancia focal es 5,6 veces el diámetro de la pupila (Jacobson, 2010).

El sensor está compuesto por celdas con fotodiodos sensibles al espectro electromagnético visible e infrarrojo cercano. Las celdas se disponen en un arreglo de dos dimensiones, de manera tal que cada una de ellas formará la unidad mínima que compone la imagen digital, el pixel. Para generar imágenes a color, dado que el sensor es monocromático, se coloca un mosaico de filtros para que cada fotodiodo sea estimulado por un solo color. Para que cada pixel tenga información de todos los colores, es necesario un proceso de interpolación conocido como *demosaicing* (Jacobson, 2010).

La resolución de las cámaras digitales suele expresarse en megapixeles (un millón de pixeles), lo que indica la cantidad de celdas que tiene el sensor y, por consiguiente, la cantidad de pixeles del archivo raster que genera. Sin embargo, la resolución efectiva de las fotografías suele ser un poco menor (Jacobson, 2010).

Función de proyección y de viñeteo

En fotografía hemisférica se utilizan la proyección equidistante (también llamada polar o equiangular) y la equiángulo sólido (Equisolid-angle). En la primera el ángulo cenital se traslada linealmente en la distancia desde el centro de la fotografía (r), por consiguiente, la distancia entre anillos es constante (figs. 1 y 2). En la equi-ángulo sólido



las distancias se acortan hacia los bordes del círculo. Estas proyecciones son teóricas, la forma de la lente define el tipo de proyección y ésta suele no ser perfecta, por lo que cada lente tiene una función polinomial de ajuste (Schneider *et al.*, 2009).

El viñeteo es un efecto geométrico-mecánico que oscurece los bordes de la imagen, siendo la función de viñeteo aquella que relaciona atenuación de luz con el ángulo cenital (Lang *et al.*, 2010; Jacobson, 2010).

Tipos de equipo

Las cámaras fotográficas se dividen en compactas y réflex, diferenciándose en que solamente esta última tiene lentes (objetivos) intercambiables (Jacobson, 2010). Para que las cámaras compactas se conviertan en equipos hemisféricos se les debe acoplar un convertidor, en cambio, a las réflex se les debe cambiar el objetivo. Sin duda, la cámara compacta Nikon Coolpix ha sido el equipo más utilizado; sin embargo, ésta se encuentra fuera de producción (Chapman, 2008).

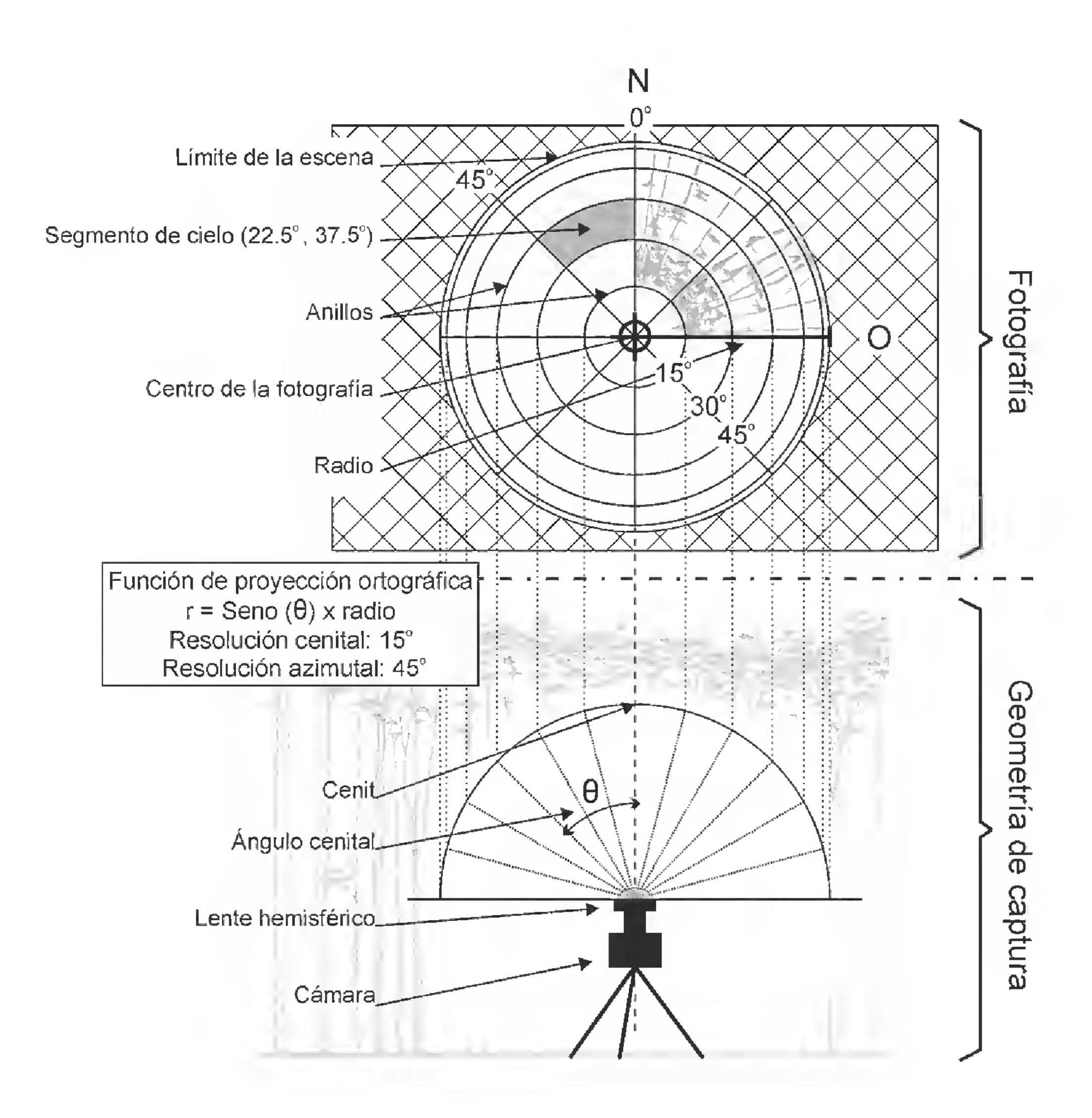


Figura 1. Esquema del proceso de captura de una fotografía hemisférica. La función de proyección es meramente ilustrativa ya que no se utilizan lentes de ese tipo (Schneider *et al.*, 2009).

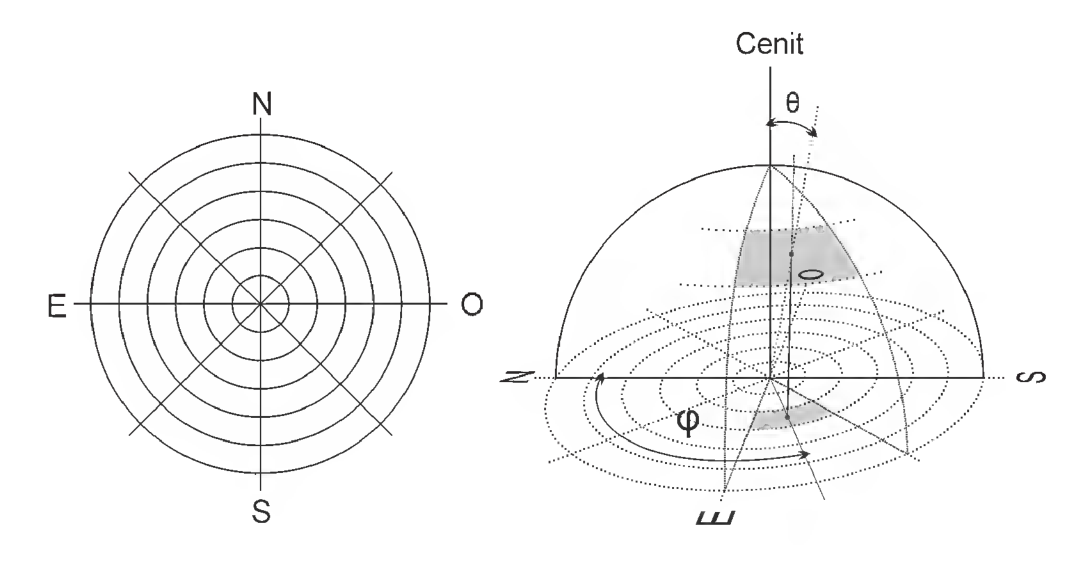


Figura 2. Resolución cenital y azimutal para la segmentación del hemisferio en segmentos de cielo. Adaptado de Walter (2011).

Actualmente se utilizan equipos réflex (Macfarlane *et al.*, 2007; Pekin y Macfarlane, 2009), lo que representa un cambio sustancial en el tipo de imágenes que se captura. Mientras que las Coolpix (proyección polar) toman fotografías hemisféricas circulares, las réflex (proyección equi-ángulo sólido) toman 90° de ángulo cenital solamente en las 4 esquinas de la fotografía (Fig. 3).

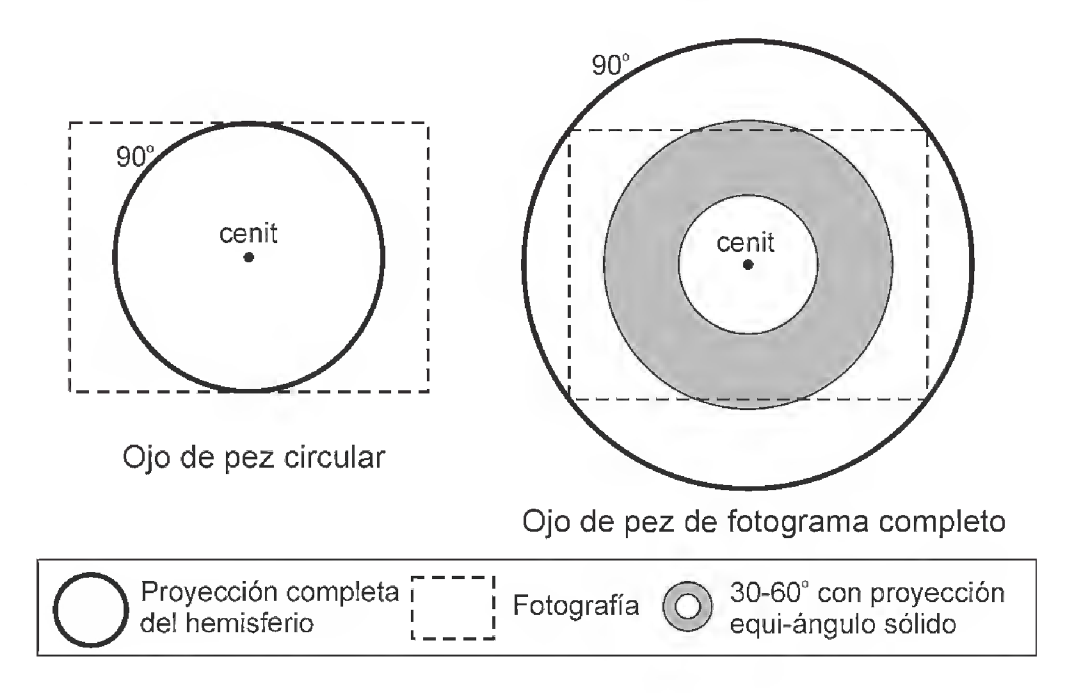


Figura 3. Tipos de fotografías hemisféricas. En la imagen de la izquierda se representa un anillo entre 30 y 60 grados de ángulo cenital asumiendo una proyección equi-ángulo sólido.

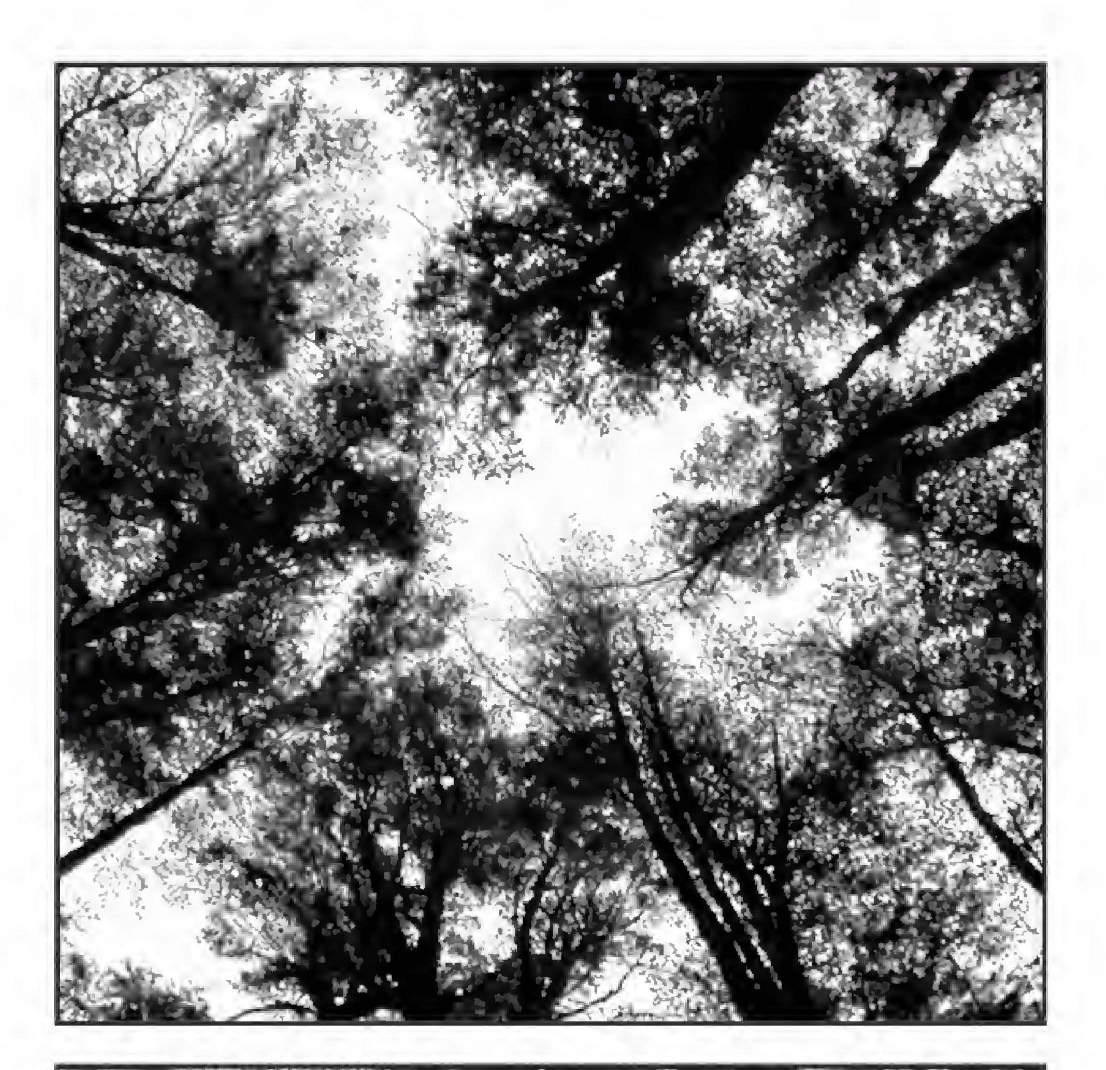




FIGURA 4. Imagen sin (arriba) y con (abajo) efecto *blooming* (Equipo Nikon Coolpix 5700 / FC-E9, banda del azul, bosque de latifoliadas).

Captura de la fotografía

Es esencial que la cámara esté nivelada y en un soporte firme. Para ciertas estimaciones y correcciones es necesario orientarla hacia algún punto cardinal de referencia, como, por ejemplo, dirigir la parte superior de la foto hacia el norte.

Para la clasificación digital mediante un valor umbral (se explica en el próximo apartado) es necesario que el registro del cielo sea muy claro y el de la vegetación muy oscuro. Sin embargo, esto tiene que ocurrir con un mínimo de saturación (sobreexposición), porque de lo contrario se produce un efecto conocido como *blooming* (Fig. 4), que hace ver los claros del dosel más grandes de lo que realmente son (error de sobreestimación). Para obtener el máximo contraste con el mínimo *blooming* es necesario que el cielo brille homogéneamente, lo cual sucede en días completamente nublados y, en menor medida, en el crepúsculo (Jacobson, 2010; Leblanc *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2005). Cabe mencionar que la frecuencia de días completamente nublados y estables varía regionalmente, por lo tanto, satisfacer este requerimiento será más difícil en algunos lugares que en otros. Pero no es suficiente con esperar las mejores condiciones de iluminación, todavía resta definir la exposición de la cámara, que afectará tanto al contraste como al *blooming*.

Las cámaras digitales tienen un modo automático para fijar la exposición que responde a una función interna de la cámara, la cual es regulada por un fotómetro y, por lo tanto, es dependiente del nivel de luz bajo el dosel. En Zhang *et al.* (2005) se propone un protocolo para fijar la exposición en forma independiente (Fig. 5). Para ello, se debe aumentar la exposición en dos pasos relativos a la exposición determinada automáticamente por la cámara en un claro extenso o directamente bajo el cielo. Este proceso debe repetirse cada vez que las condiciones de iluminación cambien, lo que sucede muy rápidamente en el crepúsculo. Para aumentar la exposición se puede variar la apertura o la velocidad de obturación, pero debe tenerse cuidado con bajas velocidades de obturación porque producen imágenes de poca nitidez debido a las vibraciones de la cámara y el movimiento del follaje.

Procesamiento digital

La imagen digital

Las fotografías son archivos raster, los cuales pueden entenderse como una matriz de *n* filas por m columnas, donde cada celda es un pixel. Éste se trata de un valor digital o varios, con la restricción de que todos los pixeles del raster deben tener igual cantidad de valores digitales, siendo cada capa de valores una banda (Jacobson, 2010). En términos matemáticos, el pixel puede entenderse como un vector de *i* números, donde *i* es la cantidad de capas que tiene el raster. Para mayor información, en http://homepages.inf.ed.ac.uk/rbf/HIPR2/hipr_top.htm se encontrará acceso libre a explicaciones multimedia interactivas relacionadas a los temas de este apartado.

Para que un raster se visualice como una imagen es necesario establecer un espacio de color y una profundidad de color. Los espacios de color comúnmente utilizados en fotografía hemisférica digital son "blanco y negro", "escala de grises" y RGB (siglas del inglés red, green, blue). La profundidad de color indica el rango numérico que tendrá el valor de cada banda en el pixel, las más usuales son 1-bit, 8-bit y 16-bit (Jacobson, 2010; Leblanc *et al.*, 2005). Por ejemplo, un raster con una banda de 8-bit tendrá 2^8 niveles de valor digital en cada pixel (representado con un número entre 0 y 255), y podrá ser visualizado en escala de grises (0 será negro, 255 blanco y los restantes valores gradaciones del gris).

Si bien los fotodiodos responden linealmente a la intensidad de luz, las cámaras digitales no hacen una conversión lineal de la señal en el valor digital. Esto se conoce como corrección gamma, siendo su fin simular la respuesta no lineal del ojo humano. La corrección se trata de una transformación logarítmica que aclara los tonos medios con la ecuación (1).

$$VD = VD_{max.}\left(\frac{B}{B_{max.}}\right)^{\frac{1}{\gamma}} \quad (1)$$

Donde VD es el valor digital, *B* es el brillo del objeto y γ es el valor gamma, el cual típicamente oscila entre 2 y 2,5 (Cescatti, 2007).





Figura 5. Efecto de la exposición sobre la calidad de la fotografía hemisférica (equipo Nikon Coolpix 5700 / FC-E9, banda del azul, bosque de latifoliadas). Fotografías tomadas desde el mismo punto y casi al mismo tiempo, pero con diferente exposición. La de arriba con exposición automática y la de abajo con exposición determinada con el protocolo de Zhang *et al.* (2005).

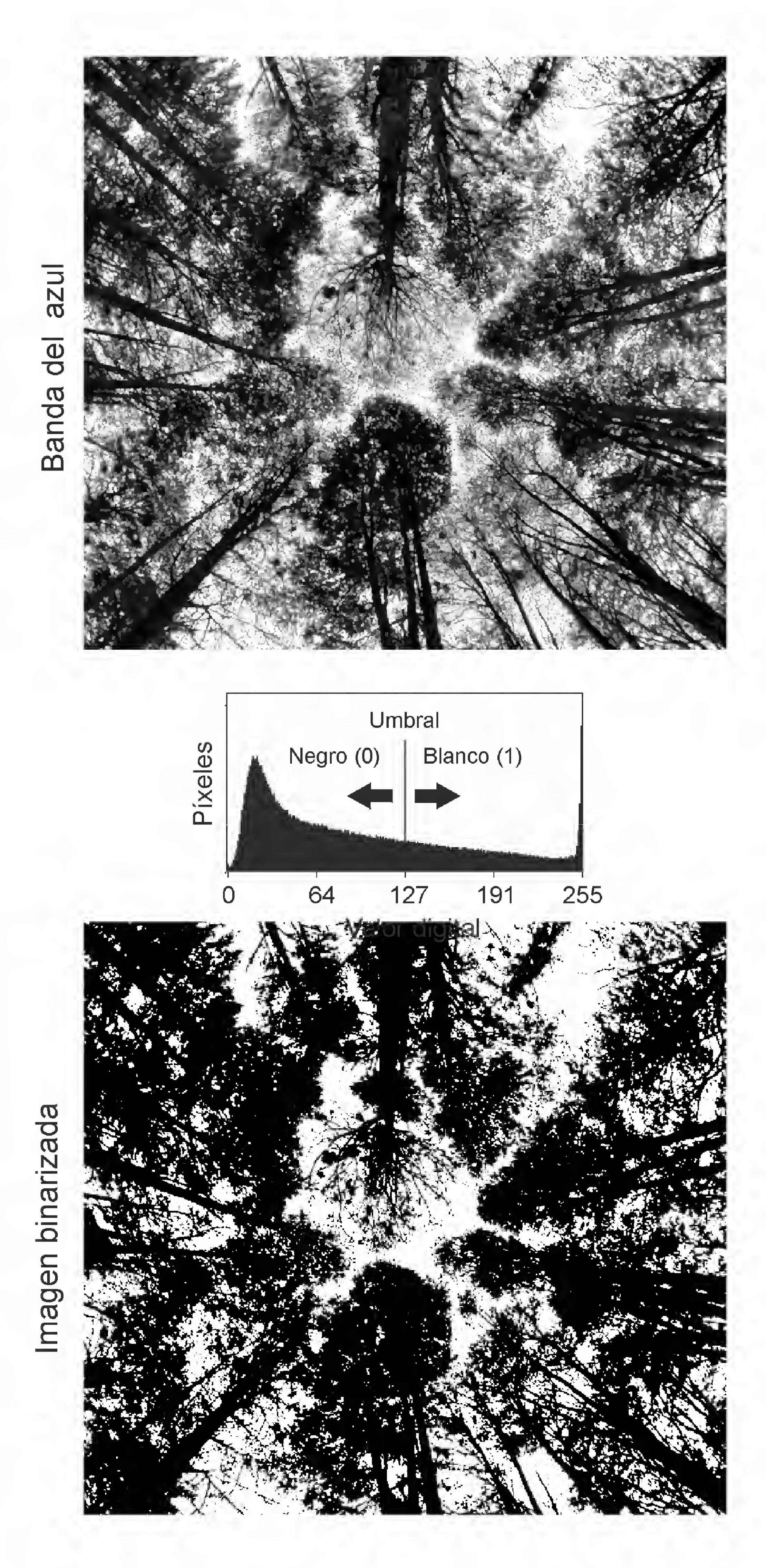


FIGURA 6. Binarización de la banda del azul de una fotografía hemisférica (bosque de latifoliadas) mediante un valor umbral.

El formato jpg es un archivo raster con tres bandas de 8-bit (24-bit) preparado para RGB, aunque es posible alterar su espacio de color, por ejemplo, visualizando sólo la banda del azul (blue) en escala de grises. Las cámaras fotográficas permiten almacenar en memoria la imagen en bruto (raw), logrando mayor profundidad de color que el jpg (Lang *et al.*, 2010).

Con relación a la formación del color en una fotografía, aquí se ha dicho que cada fotodiodo (asociado a un pixel) es estimulado por un solo color y a través de una interpolación con los pixeles vecinos (*demosaicing*) es que se generan las tres bandas RGB. En lentes en general y en lentes hemisféricos en particular, se observan imperfecciones en el color conocidas como aberraciones cromáticas. Éstas se deben a que el índice de refracción de la lente depende de la longitud de onda. Tanto este fenómeno óptico como el *demosaicing* dan lugar a la manifestación de la aberración cromática, que se observa en los ángulos cenitales mayores y se trata de una baja correspondencia espacial entre bandas (Van-den-Heuvel *et al.*, 2006; Jacobson, 2010).

Clasificación digital

La técnica de clasificación digital actualmente aplicada a fotografías hemisféricas es simple, pero adecuada para discriminar dos clases con alto contraste. El objetivo de la clasificación es separar los claros de la vegetación, por lo que cada pixel se clasifica en "cielo" y "no-cielo". Como explicamos en Captura de la fotografía, se obtienen imágenes de alto contraste a color, sin embargo, la información de color es muy reducida ya que el cielo es muy brillante y la vegetación muy oscura. Por lo tanto, se dispone de tres bandas con información similar. Como en el espectro electromagnético del azul la vegetación tiene el brillo más bajo (Chapman, 2008), se utiliza solamente la banda del azul (Leblanc *et al.*, 2005).

La clasificación mediante valores umbrales sirve para separar una banda en dos o más clases. Esencialmente consiste en segmentar la profundidad de color a través de valores de corte. El histograma de los valores digitales (profundidad de color) de una imagen monocromática



(una sola banda) de alto contraste puede separarse con cierta objetividad en dos grupos de pixeles con base en su valor digital. La separación en grupos se hará efectiva cuando a los pixeles con valor digital menor al umbral se le asigne el valor 0 y a los restantes 1. Este procesamiento digital se conoce como binarización porque genera archivos raster de 1-bit (Ridler y Calvard, 1978).

Cuando se binariza la banda del azul de una fotografía hemisférica de alto contraste (Fig. 6), se le asigna el valor 0 a la vegetación (no-cielo) y 1 a los claros (cielo).

Estimación de parámetros estructurales del dosel

La estructura del dosel hace referencia a la disposición espacial, superficie y forma de los órganos aéreos (Norman y Campbell, 1989). Puede ser caracterizada por numerosas variables (parámetros estructurales), como la biomasa aérea total, la distribución angular de las hojas y el índice de área foliar (LAI, por sus siglas en inglés), siendo algunas de ellas estimables con fotografía hemisférica (Chapman, 2008).

Mediante la fotografía hemisférica se obtiene un registro detallado de la distribución espacial, tamaño y forma de los claros del dosel (*canopy gap*) en función del ángulo cenital. Todos los parámetros estructurales relacionados directamente con los claros pueden ser considerados de primer orden, mientras que los obtenidos a partir de estos mediante adopción de supuestos podrán ser considerados de segundo orden (Gonsamo *et al.*, 2010).

El parámetro de primer orden de mayor importancia es la fracción de claros (GF). Se define como el porcentaje de cielo que puede ser visto desde debajo del dosel arbóreo (Chen *et al.*, 1997). Éste puede ser medido con la fotografía hemisférica bajo el supuesto de que los elementos del dosel se comportan como objetos oscuros (i.e. no transmiten luz) en la banda del azul (Gonsamo *et al.*, 2010). Se calcula con las ecuaciones (2) y (3).

$$GF(\varphi,\theta) = \frac{P_B}{P_N + P_B} \qquad (2)$$

$$GF_{total} = \frac{1}{N}\sum_{1}^{N} GF(\varphi,\theta) \qquad (3)$$

Donde φ es el ángulo azimutal medio y θ es el ángulo cenital medio (ambos de un segmento del hemisferio proyectado en el plano), P_N es el número de pixeles negros y P_B es el número de pixeles blancos (ambos referidos al segmento del hemisferio $[\varphi, \theta]$) y N es el número de segmentos.

La apertura del dosel (*canopy openness*, CO) y su complementario, la cobertura del dosel (*canopy cover* o *closure*), también son parámetros de primer orden. En este caso se introduce un término que reproyecta la imagen al hemisferio y así se corrige el efecto distorsivo de proyectar el hemisferio en el plano. Se calcula con la ecuación (4).

$$CO = \sum_{1}^{N} GF(\varphi,\theta)\frac{\cos\theta_1 - \cos\theta_2}{N} \qquad (4)$$

Donde θ_1 y θ_2 son el menor y mayor ángulo de un segmento del hemisferio y N es el número de segmentos.

Puede ser oportuno aclarar que este concepto no es equivalente al habitualmente utilizado en ciencias forestales, el cual se refiere a la proyección vertical de las copas sobre el plano horizontal (Walter, 2011).

Existe una gran difusión de software para estimar GF, CO, LAI y transmisión de luz al sotobosque, como el CIMES (http://jmnw.free.fr), el GLA (http://www.ecostudies.org/gla) y el Hemisfer (http://www.wsl.ch/dienstleistungen /hemisfer). Cuando se utiliza este tipo de software, se debe definir la resolución de ángulo cenital y azimutal (Fig. 2), lo que determina el número de segmentos de cielo. En teoría, cuanto mayor sea el número de segmentos mayor será la precisión de las estimaciones. Sin embargo, el LAI es proporcional al –Ln(GF) y éste no tiene solución para GF=0, por lo tanto, la resolución angular debe ser suficientemente gruesa como para que ningún segmento de cielo quede solamente con pixeles negros. Como ha sido indicado en numerosos estudios, este aspecto del procesamiento tiene un efecto significativo en la determinación del LAI (Gonsamo *et al.*, 2010).

Conclusión

Las posibilidades de aplicar la fotografía hemisférica en ciencias forestales son bastas y se sustentan en el creciente

desarrollo de la tecnología digital. Sin embargo, antes de utilizar esta técnica se debe conocer su principio de funcionamiento, ya que pueden cometerse errores graves en muchas instancias del procedimiento.

Es posible que en la captura de la fotografía se produzcan los mayores errores ya que, dependiendo de la región, es muy difícil satisfacer las condiciones ideales de iluminación. Los *software* específicos para procesar fotografías hemisféricas ofrecen numerosas alternativas de procesamiento, las cuales tienen un significativo impacto en la determinación del parámetro de interés. Se espera que este documento sirva para introducir al lector en la materia, el cual deberá referirse a la bibliografía específica si desea realizar un correcto análisis de fotografías hemisféricas.

Referencias

Cescatti, A. 2007. Indirect estimates of canopy gap fraction based on the linear conversion of hemispherical photographs. Methodology and comparison with standard thresholding techniques. *Agricultural and Forest Meteorology* 143(1-2):1-12.

Chapman, L. 2008. An introduction to “upside-down” remote sensing. *Progress in Physical Geography* 32(5):529-542.

Chen, J.M., A. Govind, O. Sonnentag, Y. Zhang, A.G. Barr y B. Amiro. 2006. Leaf area index measurements at Fluxnet-Canada forest sites. *Agricultural and Forest Meteorology* 140(1-4):257-268.

Chen, J.M., P.M. Rich, S.T. Gower, J.M Norman y S. Plummer. 1997. Leaf area index of boreal forests: theory, techniques, and measurements. *Journal of Geophysical Research* 102(D24): 29429-29443.

Cruz-leyva, I.A., J.R. Valdez-lazalde, G. Ángeles-Pérez, H.M. de los Santos-Posadas. 2010. Modelación espacial de área basal y volumen de madera en bosques manejados de *Pinus patula* y *P. teocote* en el ejido Atopixco, Hidalgo. *Madera y Bosques* 16(3):75-97.

Gonsamo, A., J.M.N. Walter y P. Pellikka. 2010. Sampling gap fraction and size for estimating leaf area and clumping indices from hemispherical photographs. *Canadian Journal of Forest Research* 40(8):1588-1603.

Hill, R. 1924. A lens for whole sky photographs. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 50(211):227-235.

Hu, L., Z. Gong, J. Li y J., Zhu. 2009. Estimation of canopy gap size and gap shape using a hemispherical photograph. *Trees* 23(5):1101-1108.

Jacobson, R. 2010. *The manual of photography*. 10a ed. Elsevier. Amsterdam. 566p.

Lang, M., A. Kuusk, M. Mõttus, M. Rautiainen y T. Nilson. 2010. Canopy gap fraction estimation from digital hemispherical images using sky radiance models and a linear conversion method. *Agricultural and Forest Meteorology* 150(1):20-29.

Leblanc, S.G., J.M. Chen, R. Fernandes, D. Deering y A. Conley. 2005. Methodology comparison for canopy structure parameters extraction from digital hemispherical photography in boreal forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 129(3-4):187-207.

Macfarlane, C., A. Grigg y C. Evangelista. 2007. Estimating forest leaf area using cover and fullframe fisheye photography: Thinking inside the circle. *Agricultural and Forest Meteorology* 146(1-2):1-12.

Norman, J.M. y G. Campbell. 1989. Canopy structure. *In*: Pearcy, R., J. Ehleringer, H. Mooney y P. Rundel, eds. *Plant physiological ecology: field methods and instrumentation*. Chapman and Hall. Nueva York. p:301-325.

Pekin, B. y C. Macfarlane. 2009. Measurement of crown cover and leaf area index using digital cover photography and its application to remote sensing. *Remote Sensing* 1(4):1298-1320.

Rich, P.M. 1990. Characterizing plant canopies with hemispherical photographs. *Remote Sensing Reviews* 5:13-27.

Ridler, S. y W. Calvard. 1978. Picture thresholding using an iterative selection method. IEEE Transactions on Systems, *Man and Cybernetics* 8:260-263.

Schneider, D., E. Schwalbe y H.G. Maas. 2009. Validation of geometric models for fisheye lenses. ISPRS *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 64(3):259-266.

Van-den-Heuvel, F.A., R. Verwaal y B. Beers. 2006. Calibration of fisheye camera systems and the reduction of chromatic aberration. ISPRS, Dresden. 6p. http://www.isprs.org/pro-



ceedings/XXXVI/part5/paper/1267_Dresden06.pdf. Visitado en abril 2010

Walter, J.M.N. 2011. *CIMES manual: theory*. 24p. http://jmnw.free.fr. Visitado en octubre 2011.

Yamamoto, S.I. 2000. Forest gap dynamics and tree regeneration. *Journal of Forest Research* 5(4):223-229.

Yamamoto, S.I., N. Nishimura, T. Torimaru, T. Manabe, A. Itaya y K. Becek. 2011. A comparison of different survey methods for assessing gap parameters in old-growth forests. *Forest Ecology and Management* 262(5):886-893.

Zhang, Y., J.M. Chen y J.R. Miller. 2005. Determining digital hemispherical photograph exposure for leaf area index estimation. *Agricultural and Forest Meteorology* 133: 166-181.

Manuscrito recibido el 6 de marzo de 2012.
Aceptado el 12 de agosto de 2013.

Este documento se debe citar como:
Mauro-Díaz, G., J.D. Lencinas y H. del Valle. 2014. Introducción a la fotografía hemisférica en ciencias forestales. *Madera y Bosques* 20(1):109-117.



artículos científicos

notas científicas

INECOL

